

Markaryds kommun

HUVUDSTUDIE KYLHULT 1:341, STRÖMSNÄSBRUK



Fastigheten Kylhult 1:341.

**Malmö 2007-08-27
SWECO VIAK AB
Södra regionen**

Peter Englöv

Uppdragsnummer 1270195

Niklas Törneman

SWECO VIAK
Hans Michelsensgatan 2
Box 286, 201 22 Malmö
Telefon 040-16 70 00
Telefax 040-15 43 47

Uppdrag 1270195; PENG
p:\1224\1270195\19original\huvudstudierapport\070827_huvudstud
ie.doc

Innehåll

0	Sammanfattning	1
1	Inledning	5
1.1	Bakgrund	5
1.2	Målbeskrivning	5
1.3	Omfattning	6
1.4	Organisation och arbetsformer	6
2	Definitioner	9
2.1	Koordinatsystem	9
2.2	Förkortningar	9
3	Områdesförhållanden	10
3.1	Läge	10
3.2	Fastighetsförhållanden	10
3.3	Markanvändning	11
3.4	Planförhållanden	15
3.5	Vatten- och avloppsförhållanden	15
3.6	Skydds- och bevarandeintressen	15
4	Verksamhetsförhållanden	16
4.1	Tidigare verksamhet	16
4.2	Kemiska produkter och ämnen	18
4.3	Skyddsåtgärder och miljökontroller	19
4.4	Myndighetsförelägganden	19
4.5	Ansvarsförhållanden	19
5	Geologiska och hydrologiska förhållanden	20
5.1	Geologiska förhållanden	20
5.2	Ytvattenförhållanden	21
5.3	Grundvattenförhållanden	23
5.4	Vattenomsättning	25
6	Föroreningsförhållanden	26
6.1	Underlag	26
6.2	Jord	33
6.3	Porgas (omättad zon)	47
6.4	Grundvatten	48
6.5	Sediment	55
6.6	Ytvatten	57
6.7	Sammanfattande bedömning	58
7	Riskbedömning	60
7.1	Inledning	60
7.2	Förutsättningar	62
7.3	Platsspecifika riktvärden	65

7.4	Jämförelse mellan riktvärden och uppmätta halter	67
7.5	Bedömning av hälso- och miljörisker i dagsläget	72
7.6	Bedömning av hälso- och miljörisker i framtiden	73
7.7	Risker på lång sikt	74
7.8	Samlad bedömning av risker och behov av riskreduktion	75
8	Åtgärdsutredning	76
8.1	Inledning	76
8.2	Avgränsning av föroreningarna	76
8.3	Generella åtgärdsstrategier	79
8.4	Åtgärdsmetoder	84
8.5	Åtgärdsalternativ	92
8.6	Riskvärdering	102
8.7	Dricksvattenbrunnen på fastigheten Kylhult 1:403	105
9	Fortsatt arbete	107
9.1	Huvudmannaskap	107
9.2	Tillståndsfrågor	107
9.3	Projekteringsdirektiv	108
9.4	Direktiv för miljökontroll	110
9.5	Planering och budgetering av förberedelseskedet	114
	Referenser	115
	Bilagor	
	Textbilaga 1 Beräkning av platsspecifika riktvärden	
	Kartbilaga 1 Provpunkter, skala 1:5 000	
	Kartbilaga 2 Provpunkter, i skala 1:15 000	
	Kartbilaga 3 Saneringsområden och djup, i skala 1:5 000	

0 Sammanfattning

Bakgrund

SWECO VIAK har på uppdrag av Markaryds kommun utfört en utredning av föroreningsituationen inom och i anslutning till fastigheten Kylhult 1:341, Strömsnäsbruk. Utredningen, som har utförts med finansiellt stöd av Naturvårdsverket och Markaryds kommun, är en s.k. huvudstudie enligt den kvalitetsmanual som Naturvårdsverket upprättat för statligt finansierade efterbehandlingsobjekt. Utredningsarbetet, som har pågått under maj 2006 – mars 2007, har skett i samverkan mellan Länsstyrelsen i Kronobergs län, Markaryds kommun och SWECO VIAK, Malmö.

Fastigheten Kylhult 1:341, som är belägen strax öster om Strömsnäsbruk, omfattar en yta av ca 3 700 m². Fastighetsägare är ett dödsbo. Under perioden 1963 – 1982 bedrevs hantering av spillolja och lösningsmedelavfall inom fastigheten. Syftet med verksamheten var att återvinna olja och lösningsmedel från det mottagna avfallet. I samband med denna hantering inträffade spill och läckage som har medfört att jordlager och grundvatten inom och i anslutning till fastigheten förorenats.

Fastigheten nyttjas inte idag. Den är belägen i anslutning till skogsmark och den är tillgänglig för allmänheten. Mot öster gränsar fastigheten mot en fastighet med fritidshus med egen vattentäkt, där uttag sker av grundvatten från jordlagren.

Fastigheten ligger inte inom detaljplanerat område. I kommunens översiktsplan redovisas inga framtida utbyggnadsområden för fastigheten eller dess närområde. Däremot är det ett uttalat mål i kommunens översiktsplan att fastigheten saneras.

Undersökningar

Föroreningsförhållandena undersöktes översiktligt under 2004. Mer detaljerade undersökningar har genomförts inom ramen för detta projekt.

De utförda undersökningarna visar att det förekommer en lång rad organiska ämnen och metaller i höga - mycket höga halter i de ytliga jordlagren ner till ca 0,5 m djup. Av metaller är bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink mest framträdande och av organiska ämnen cancerogena PAH, PCB och tyngre oljor (>C16-C35). Även dioxin

förekommer ställvis i höga – mycket höga halter. Även inom små och begränsade delar av de angränsande fastigheterna (även inom den med fritidshus) förekommer ett flertal ämnen i mycket höga halter.

På större djup (> 0.5 m) förekommer främst tyngre oljor (alifater >C16 – C35) i höga halter i jordlagren. Lokalt förekommer också föroreningar av lösningsmedel mot djupet (>1 m), som karaktäriseras av lätta aromater och BTEX samt bl.a. en rad metylerade och etylerade alifater. I den sydvästra delen av fastigheten finns antydning av fri fas av dessa lösningsmedel.

Grundvattnet inom fastigheten är tydligt påverkat av lätta aromater och BTEX samt de ovan nämnda metylerade och etylerade alifaterna. Denna påverkan berör endast den västra delen av fastigheten. Av analyserade grundämnen är det barium, bly och zink som ger upphov till påverkan på grundvattnet.

Mängdmässigt dominerar bly och olja i jordlagren med en uppskattad mängd om ca 400 kg respektive ca 600 kg.

Spridning

Spridning av de föroreningar som påvisats i grundvattnet inom fastigheten kan ske antingen via grundvattentransport i västlig riktning eller, vid höga grundvattennivåer, via utläckande grundvatten till ett dike och vidare till en liten bäck, som längre nedströms mynnar i Lagan. En försiktig skattning ger en årlig uttransport från området på högst 1 kg av aromatiska kolväten.

Den ovan nämnda brunnen på grannfastigheten bedöms i nuläget inte vara påverkad av föroreningar (annat än möjligtvis en viss förhöjning av bariumhalten). Mätningar av grundvattennivåer tyder på att förorenat grundvatten från Kylhult 1:341 är belägen utanför brunnens tillrinningsområde.

Uttransporten via diket och bäcken har troligtvis gett upphov till något förhöjda halter av tyngre oljor (>C16 – C35) i en damm, som bäcken rinner igenom, ca 500 m nedströms området.

Övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds mål, som legat till grund för riskbedömning och åtgärdsutredning är följande:

1. Området ska vara användbart för utnyttjande enligt allemansrätten. Detta innebär att allmänheten skall kunna ströva fritt på

området utan några begränsningar och kunna utnyttja marken för t.ex. bär- och svamplockning. Vidare ska området inte innebära någon påtaglig skada för omgivande ekosystem

2. Belastningen på grundvattnet skall minska och området skall inte ge upphov till föroreningsnivåer i närliggande vattendrag som resulterar i begränsningar i möjligheten att nyttja dessa för till exempel rekreation (bad, fiske etc.) eller till bevattning

Grundvattnet nedströms fastigheten bedöms inte komma att användas för vattenförsörjning. Visst hänsynstagande måste dock ske till den dricksvattenbrunn som finns inom grannfastigheten.

Riskbedömning

De mycket höga föroreningshalterna i ytjorden innebär att markmiljön samt människors hälsa kan påverkas. Eftersom grundvattnet periodvis har kontakt med ytjorden innebär detta även vissa risker för närliggande ytvatten. Därför krävs åtgärder av den ytliga jorden inom området för att eliminera hälso- och miljörisker.

Djupare belägna föroreningar (framförallt tyngre oljekolväten och ställvis lättare oljefraktioner och lösningsmedel) utgör inte någon större hälsorisk. Inte heller marklevande organismer påverkas i någon högre grad. De tyngre oljekolvätena utgör inte heller någon risk för organismer i närliggande ytvatten, främst för att de fastläggs vid grundvattentransport från området.

Föroreningar av lösningsmedelsämnen utgör en möjlig risk för ytvattenlevande organismer, då transport från grundvatten till närliggande bäck tidvis kan ske via ett dike. Grundvattnet nedströms fastigheten är påverkat av lösningsmedelsämnen men detta bedöms inte utgöra någon miljö- eller hälsorisk i nuläget.

Dricksvattenbrunnen på grannfastigheten Kylhult 1:403 bedöms inte vara påverkad i dagsläget, men risken för eventuell framtida påverkan är svårbedömd.

Riskreduktionsbehovet vad gäller föroreningar i grundvatten på lång sikt omfattar främst att reducera källan till spridning. Spridningen är dock långsam och åtgärder bedöms inte vara akuta.

Åtgärdsutredning och fortsatt arbete

De åtgärdsalternativ som identifierats och diskuteras i åtgärdsutredningen är följande:

- Alternativ 0: Ingen åtgärd
- Alternativ 1: Urschaktning av förorenad jord med externt omhändertagande
- Alternativ 2: Urschaktning av metall- och oljeförorenad jord med externt omhändertagande samt in situ-behandling av mer vattenlösliga kolväten i grundvatten

Av de tre alternativen föreslås att alternativ 2 genomförs, vilket bedöms medföra en längre gående och säkrare reduktion av de kolväten (bl.a. BTEX och aromater >C8-C10) som förekommer i grundvattnet och som tydligt påverkar grundvattnet i spridningsriktningen. Kostnaden för detta alternativ bedöms uppgå till 5,0-6,2 Mkr.

Åtgärdsförslaget innebär att förorenad jord även omhändertas inom små och begränsade delar av de angränsande fastigheterna Kylhult 1:19 och 1:403.

I utredningen redovisas även förslag till direktiv för projektering, upphandling och miljökontroll samt förslag till åtgärdsförberedande undersökningar. En central fråga i dessa åtgärdsförberedande undersökningar är att slutligt säkerställa att dricksvattenbrunnen på grannfastigheten Kylhult 1:403 inte riskeras att påverkas av föroreningar, varken i nuläget eller i framtiden.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Inom fastigheten Kylhult 1:341 i Strömsnäsbruk, Markaryds kommun har spillolja och färgavfall från textilindustrier hanterats under åren 1963-1982. Verksamheten har omfattat mottagning, förvaring och behandling av nämnda avfall samt förvaring och distribution av det behandlade avfallet. Vidare har destruktion av restprodukter skett genom förbränning. Verksamheten har bedrivits öppet och utan några längre gående skyddsåtgärder för att förhindra påverkan på jord och grundvatten.

Under år 2004 utfördes på uppdrag av Länsstyrelsen i Kronobergs län översiktliga miljötekniska undersökningar inom fastigheten. Undersökningarna visade att jordlagren och grundvattnet är allvarligt påverkade av föroreningar från verksamheten. Objektet placerades i riskklass 1.

Fastigheten ägs av ett dödsbo och eftersom detta saknar ekonomiska tillgångar har Länsstyrelsen beviljats bidrag från Naturvårdsverket för att genomföra en huvudstudie av området som underlag för beslut om efterbehandlingsåtgärder. I anslutning till att statliga medel ställts till förfogande har Markaryds kommun inträtt som huvudman för undersökningar och erforderliga efterbehandlingsåtgärder.

Under våren 2006 upphandlades SWECO VIAK AB som konsult för huvudstudien. Arbetet har bedrivits under perioden maj 2006 – mars 2007. Resultaten redovisas i föreliggande rapport.

1.2 Målbeskrivning

Syftet med uppdraget har varit att genomföra en huvudstudie enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (NV, 2006).

1.3 Omfattning

Arbetet omfattar i huvudsak följande moment:

- Provtagning och analys av jord, grundvatten, ytvatten och sediment
- Karaktärisering av föroreningsbilden och avgränsning av föroreningarna
- Bedömning av risker och åtgärdsbehov
- Beskrivning och bedömning av åtgärdsmetoder
- Värdering av möjliga åtgärdsalternativ
- Upprättande av förslag till genomförande

Arbetets omfattning har varit bestämt av anbudsunderlaget för huvudstudien daterat 2006-01-25 och det avgivna anbudet daterat 2006-03-09. Programmet utökades med en inledande provtagning enligt program daterat 2006-05-18. Med utgångspunkt från resultaten av den inledande provtagningen ändrades provtagnings- och analysprogrammet som förutsattes i anbudet enligt provtagningsplan daterad 2006-08-18. Ändringarna innebar främst en utökning av analysomfattningen. Dessutom har kompletterande undersökningar utförts enligt program daterat 2006-11-15 innebärande främst säkrare avgränsning av föroreningsutbredningen i jord och grundvatten.

Parallellt med arbetet med huvudstudien har Länsstyrelsen utrett ansvarsfrågorna. Dessa frågor redovisas i separat rapport (Länsstyrelsen, 2006).

1.4 Organisation och arbetsformer

1.4.1 Projektorganisation

Beställare för huvudstudien har varit Markaryds kommun genom dess gatu- och parkenhet. Konsult för uppdraget varit SWECO VIAK AB. Projektet har drivits i samråd med Länsstyrelsens miljöenhet samt kommunens miljö- och byggnadskontor. I projektet har följande personer deltagit:

För beställaren

Beställombud	Lars-Åke Andersson
Projektledare	Torsten Lindow
Mättekniska arbeten	Kudo Nobuaki

För konsulten

Uppdragsledare	Peter Englov
Handläggare, miljöutredningar	Niklas Törneman
Fältingenjör, miljöprovtagning	Vladimir Vanek
Fältingenjör, borrledare	Tomas Leufstadius
Specialist, riskbedömningar	Yvonne Ohlsson
Specialist, åtgärdsteknik	Hans Kronberg

För länsstyrelsen

Kontaktperson, miljöhandläggare	Karin Simonsson
Miljöhandläggare	Ingrid Öhrlander

För miljö- och byggnadskontoret

Miljöchef	Kenneth Füreder
Miljöhandläggare	Per Reinholdtzon

I projektet har följande underkonsulter och underleverantörer anlitats av SWECO VIAK:

Porgasundersökningar	COWI
Borrningsarbeten	SWECO VBB
Analysarbeten	Analytica AB
Analysarbeten	Eurofins Sverige AB

1.4.2 Mötesformer

Under projektets gång har projektmöten hållits vid tre tillfällen i Markaryd med deltagande av representanter för beställaren, konsulten, Länsstyrelsen och miljö- och byggnadskontoret. Däremellan har telefonmöten hållits, främst med syfte att stämma av program för kompletterande undersökningar.

1.4.3 Redovisning av huvudstudien

Huvudstudien redovisas i denna rapport med bilagor. Primärresultat från fältundersökningarna och laboratorieanalyserna har sammanställts i särskild rapport (SWECO VIAK, 2006). De senare resultaten samt resultat från tidigare undersökningar har förts in i en digital databas för projektet.

1.4.4 Extern information

Ägare och nyttjare av berörda fastigheter har informerats muntligt om pågående undersökningar. Ägaren till fastigheten Kylhult 1:341 har dessutom informerats skriftligt.

1.4.5 Granskning

Granskning av rapporten har skett genom korsvis granskning inom SWECO VIAKs projektgrupp samt genom granskning av beställaren och Länsstyrelsen.

1.4.6 Kvalitets- och miljösäkring

Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Naturvårdsverket, 2006) har varit vägledande för arbetet.

SWECO VIAK har följt egna rutiner för kvalitets- och miljösäkring. Provtagning har utförts enligt upprättade provtagningsplaner.

2 Definitioner

2.1 Koordinatsystem

Följande koordinatsystem har använts:

- Plansystem lokalt koordinatsystem RT 90 5 gon V Skåne
- Höjdsystem RH 70

2.2 Förkortningar

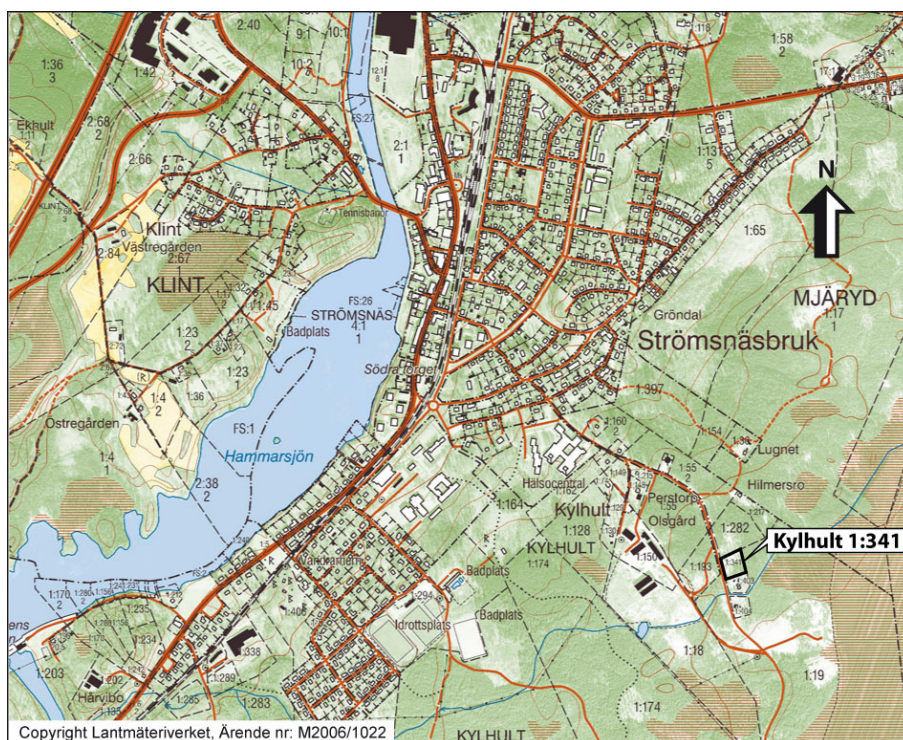
I rapporten används följande förkortningar:

Förkortning	Förklaring
BTEX	Bensen, toluen, etylbensen och xylener
KM	Känslig markanvändning enligt NV (1996)
MKM	Mindre känslig markanvändning enligt NV (1996)
mumy	Meter under makytan
NV	Naturvårdsverket
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PCB	Polycykliska bifenyler
PID	Fotojonisationsdetektor (för analys av flyktiga organiska ämnen)
SGU	Sveriges Geologiska Undersökning
XRF	Röntgenfluorescens (för analys av vissa metaller)

3 Områdesförhållanden

3.1 Läge

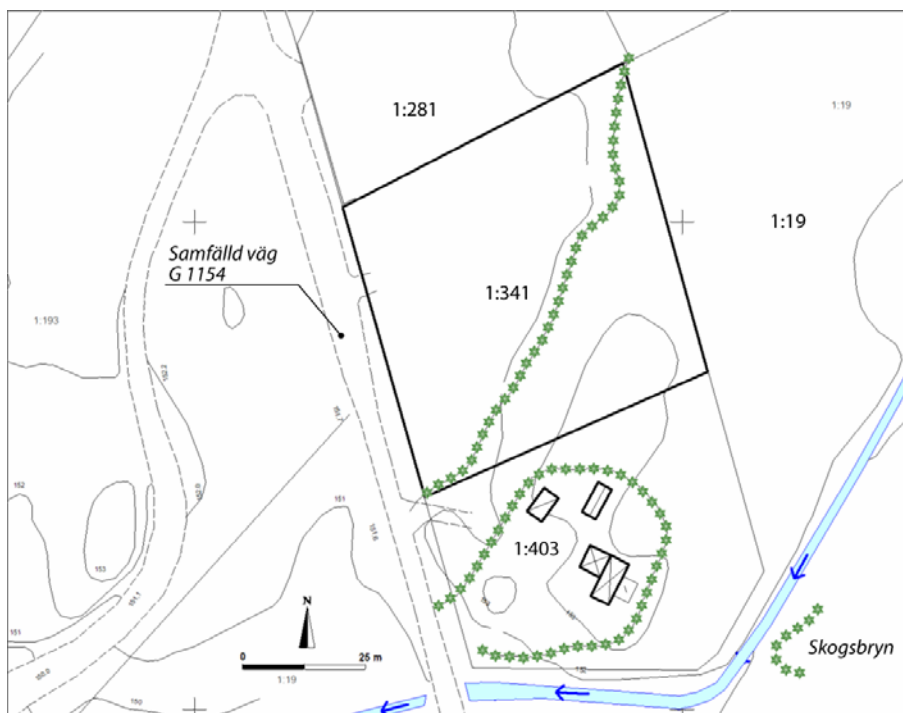
Den aktuella fastigheten Kylhult 1:341 är belägen 1 km sydost om Strömsnäsbruks centrum i den östra delen av Markaryds kommun (Figur 3.1). Fastigheten är belägen på nivån +151-153 och utanför tätbebyggelse och inom ett område som domineras av skogsmark med enstaka permanent- och fritidshus.



Figur 3.1. Översiktskarta.

3.2 Fastighetsförhållanden

Fastigheten Kylhult 1:341 och dess närmaste omgivning framgår av Figur 3.2. Fastigheten omfattar en yta om ca 3 700 m². Ägare är ett dödsbo efter den tidigare verksamhetsutövaren.



Figur 3.2. Fastigheten 1:341 med dess närmaste omgivning. Utdrag ur kommunens grundkarta.

3.3 Markanvändning

Kylhult 1:341 består i den nordöstra halvan av öppen, gräsbeväxt mark med tydligt kala fläckar och i den östra halvan av blandskog, Figur 3.3 och Figur 3.4. Fastigheten har inte varit bebyggd, men fundament av betong kan skönjas i markytan.



Figur 3.3. Foto taget i den nordöstra delen av fastigheten med infarten i bakgrunden.



Figur 3.4. Foto taget i nordvästra hörnet av fastigheten med skogsbrynet i öster.

Fastigheten lutar svagt åt väster mot ett dike som gränsar till fastigheten längs med en asfalterad väg (den samfällda vägen G1154), Figur 3.5.



Figur 3.5. Diket längs västra gränsen till fastigheten Kylhult 1:341. Foto taget i sydlig riktning vid infarten till fastigheten.

Österut gränsar fastigheten mot en kalhuggen skogsfastighet (Kylhult 1:19), Figur 3.6.



Figur 3.6. Foto taget i nordöstra delen av fastigheten i östlig riktning med kalhygget i bakgrunden.

I nordlig riktning gränsar fastigheten mot en fastighet (Kylhult 1:281) som tidigare använts för lagerhållning av byggvaror, men där det nu endast finns en telemast och byggbodar.

Fastigheten gränsar i söder mot fastighet (Kylhult 1:403) som används för fritidsboende.

Ca 500 km nordväst om Kylhult 1:341 finns en industrifastighet (Kylhult 1:55) där det tidigare (1958 – 1984) funnits ett sågverk med doppningsverksamhet, men där det i dag endast förekommer lagerhållning och försäljning av torvströprodukter från torv som bryts i Drakamyrs belägen 1 km öster om Kylhult 1:341.

Fastigheten är belägen i anslutning till områden som används för fritidsaktiviteter. I närområdet (1 – 2 km) finns bl.a. en scoutstuga, ett friluftsbad, en idrottsplats och ett motionsspår/promenadstig (Kylhultsrundan). I närområdet finns det också en vårdcentral, en skola och småhusbebyggelse.

3.4 Planförhållanden

Kylhult 1:341 ligger inte inom detaljplanerat område. I kommunens översiktsplan redovisas inga framtida utbyggnadsområden för fastigheten eller dess närområde. Däremot är det ett uttalat mål i kommunens översiktsplan att fastigheten saneras (Markaryds kommun, 2005).

Under arbetet med huvudstudien har kommunens uppfattning om framtida markanvändning förtydligats och målsättningen bör vara att fastigheten utgörs av skogsmark utan inskränkningar i det allemansrättsliga.

Vid kontakt med markägaren till fastigheten Kylhult 1:341 har det framkommit att några speciella markanvändningsplaner inte finns i nuläget.

3.5 Vatten- och avloppsförhållanden

Inga kända vatten- eller avloppsanläggningar finns inom fastigheten Kylhult 1:341.

Vattenförsörjningen för grannfastigheten Kylhult 1:403 baseras på en grävd brunn. Brunnens läge framgår av kartbilaga 1. Söder om denna fastighet finns en fastighet med permanentboende som också baserar vattenförsörjningen på en grävd brunn. Nämda fastigheter har enskilda avlopp.

3.6 Skydds- och bevarandeintressen

Fastigheten omfattas inte av några skydds – eller bevarandeintressen. Däremot finns det ca 500 m öster om fastigheten ett 165 ha stort myrkomplex, Drakamyr, som har klassificerats i Länsstyrelsens naturvårdsprogram som ett område med stora naturvärden (Länsstyrelsen, 1989).

4 Verksamhetsförhållanden

Beskrivningen av verksamheten inom fastigheten bygger på främst på uppgifter redovisade i den översiktliga miljötekniska undersökning som utfördes under år 2004 (Sandström, 2004). Dessutom har information hämtats ur besiktningsutlåtanden och yttranden från myndigheter.

4.1 Tidigare verksamhet

Under åren 1963 – 1982 hanterades spillolja på fastigheten av företaget Jacobssons spilloljehantering. Från 1978 – 1982 hyrdes dessutom cisterner på platsen ut till Alingsås textiltryck AB som förvarade icke definierat färgavfall i dessa. Storleken på cisternerna varierade från 3-4 m³ till 100 m³ (Sandström, 2004).

Hantering av spillolja har bestått i att begagnad olja har köpts upp från verkstäder och transporterats till platsen där den förvarats i ovanjordiska cisterner. Efter det att orenheter sjunkit till botten har det övre oljelagret sålts vidare för framställning av ny olja. Den behandlade oljan har också använts för beläggning på grusvägar. Före spridningen av oljan har ett förtunningsmedel tillsatts, sannolikt fotogen. Tillsatsmedlet förvarades på fat inne på området.

Under år 1970 omfattade upplaget åtminstone flera hundra kubikmeter spillolja och flera kubikmeter tillsatsmedel/fotogen (Länsläkarorganisationen, 1970). Vid jämförelser av flygbilder från år 1966 då enbart spillolja hanterades på fastigheten (Figur 4.1) och år 1980 då mestadels färgavfall förvarades på fastigheten (Figur 4.2) kan man dra slutsatsen att minst lika mycket färgavfall som spillolja har förvarats på platsen.

I allmänhet tycks de cisterner och fat som använts på platsen varit i dåligt skick. Mindre mängder olja har också förvarats i öppna kärl samtidigt som cisternerna och faten inte har varit tillslutna (Länsläkarorganisationen, 1970, Markaryds kommun, Brandförsvaret, 1980 och Länsstyrelsen, 1980).

Spill har troligtvis skett kontinuerligt både vid påfyllning och tappning men också från rostiga fat och droppande kranar. Det har t.ex. observerats att hål i förvaringskärl har tätats med träpluggar. Både under år 1970 och 1980 har det observerats oljespill i betydande utsträckning runt kärlen (Länsläkarorganisationen, 1970, Markaryds

kommun, Brandförsvaret, 1980 och Länsstyrelsen, 1980). Dessutom har sedimenterade oljerester skyfflats ut och eldats på marken.



Figur 4.1 Flygbild över Kylhult 1:341 år 1966 då enbart spillolja hanterades på platsen (från Sandström, 2004).



Figur 4.2 Flygbild över Kylhult 1:341 år 1980 då enbart färgavfall hanterades på platsen (från Sandström, 2004).

4.2 Kemiska produkter och ämnen

Spillolja består främst av olika typer av alifatiska kolväten. Även PAH kan antas förekommit i oljan. Det är troligt att spillolja med PCB (transformatorolja) har hanterats på platsen, men detta är inte dokumenterat. Spilloljan har även innehållit metaller, dels i form av tillsatser dels till följd av kontamination under användningen genom slitage.

Markaryds kommun
2007-08-27
Kylhult 1:341, Strömsnäsbruk

Textilavfallet kan ha innehållit lösningsmedel. Vanliga sådana i textilfärger är enligt Kemistat (Kemikalieinspektionen) olika typer av substituerade raka kolkedjor (alifater). Dessutom förekom enligt Sandström (2004) kadmium i det textilfärgavfall som förvarades på fastigheten.

Förbränningen, som har bedrivits på platsen, kan ha medfört att nya ämnen bildats, t.ex. PAH, dioxiner samt klorbensener (Ahling 1979).

4.3 Skyddsåtgärder och miljökontroller

Cisterner och innehåll forslades bort efter det att verksamhetsutövaren både 1974 och 1980 blivit ålagd att vid vite upphöra med verksamheten. Det är oklart var och hur cisterner, färgavfall och spillolja omhändertogs.

Några ytterligare skyddsåtgärder för begränsa exponering eller spridning av föroreningar från fastigheten har inte vidtagits.

Ingen löpande miljökontroll har skett inom fastigheten eller i bäcken och dammen som avvattnar området.

4.4 Myndighetsförelägganden

För närvarande finns inga myndighetsförelägganden som berör fastigheten.

4.5 Ansvarsförhållanden

Efterbehandlingsansvaret utreds av Länsstyrelsen. Utredningen är inte avslutad vid färdigställandet av denna rapport.

5 Geologiska och hydrologiska förhållanden

5.1 Geologiska förhållanden

Det geologiska kartunderlaget som berör området är av översiktlig karaktär. De geologiska förhållandena, främst jordartsförhållandena, framgår av en äldre karta i skala 1:200 000 (SGU, 1877). Berggrundsförhållandena samt hydrogeologiska förhållanden framgår av den hydrogeologiska översiktskartan över Kronobergs län (SGU, 1987). SGU har under senare år även arbetat med framtagning av en översiktlig jordartskarta baserad på flygbildtolkning och översiktlig fältrekognosering. Koncept av denna har tillhandahållits av SGU.

Berggrunden inom området utgörs av gnejs, som utgör underlag för morän som förekommer i stort sett heltäckande inom regionen. Morän, som är en blandkornig minerogen jordart, dominerar i markytan vid sidan om torv, som är en organisk jordart bildad av ofullständigt nedbrutna växtdelar. Torv förekommer inom stora områden som ett täcke på underliggande lager av morän.

De regionala förhållandena kännetecknas också av förekomsten av isälvsavlagringar som genomkorsar området i NNO-SSV riktning. Dessa avlagringar består till övervägande del av sand och grus. Den största avlagringen är den som kan följas som en dalutfyllnad längs Lagan. En annan, men mindre, avlagring kan följas längs Prästebodaån. Denna avlagring löper samman med avlagringen längs Lagan strax nordväst om det aktuella undersökningsområdet

Undersökningsområdet är beläget inom avlagringar bestående av morän. Avståndet till områden med isälvsmaterial uppgår till uppskattningsvis 500 m (väster om undersökningsområdet).

Inom undersökningsområdet, som omfattar fastigheten Kylhult 1:341 och dess närområde har ca 84 borrhinar utförts, där jordlagrens uppbyggnad har kunnat bedömas (kartbilaga 1 samt Sandström, 2004 och SWECO VIAK, 2006). Maximalt borrhjup uppgår till ca 4 m, där borrhjup mot block eller hårt packad morän erhållits. Jordlagrens mäktighet inom undersökningsområdet är således inte känd, men sannolikt är moränens mäktighet inte betydligt större än 5 m.

I övrigt visar utförda borrhinar att jordlagren inom området består av sandig morän med varierande inslag av sten, block och silt. I den norra hälften av fastigheten överlagras moränen av torv som i sin tur vanligtvis överlagras av sandig fyllning. Torvens mäktighet varierar

mellan 0,2-0,8 m, och fyllningens mäktighet mellan 0-1,2 m. I fastighetens södra del förekommer som regel ingen torv, och fyllningen förekommer enbart ställvis, med ett maxdjup på ca 0,6 m.

Vid de kompletterande undersökningarna (kapitel 6.1.2.3) togs samlingsprov av ytjorden (0-0,5 m djup) inom tre delområden på fastigheten Kylhult 1:341. De tre jordproven siktades för bestämning av kornfördelningen. Resultaten redovisas i bilaga 8 i resultatrapporten (SWECO VIAK, 2007b). De tre proven består av siltig, grusig sand eller grusig, siltig sand, d.v.s. ett blandkornigt, moränliknande material.

5.2 Ytvattenförhållanden

Fastigheten har en svag lutning mot ett djupt (0.8 m) dike som bildar gräns mellan fastigheten och den samfälllda vägen G1154. Diket lutar svagt mot SSO och mynnar i en liten bäck som är belägen ca 60 m från fastighetens södra gräns, Figur 3.2 och Figur 5.1.



Figur 5.1. Bäckan strax nedströms den samfälllda vägen G1154 och tillflödet av diket från Kylhult 1:341.

Bäcken avvattnar delvis Drakamyr, som är belägen öster om fastigheten. Avrinningsområdets utbredning uppströms sammanflödet med diket är svårbedömt på grund av att terrängen är flack och dräneringsförhållandena i myren inte kända, men uppskattningsvis uppgår det till 0,4-0,6 km².

Avrinningen bedöms till ca 13 l/s,km² (enligt SMHIs avrinningsvärden för 1931-1960). Medelavrinning vid sammanflödet diket/bäcken kan således uppskattas till mellan 5-8 l/s.

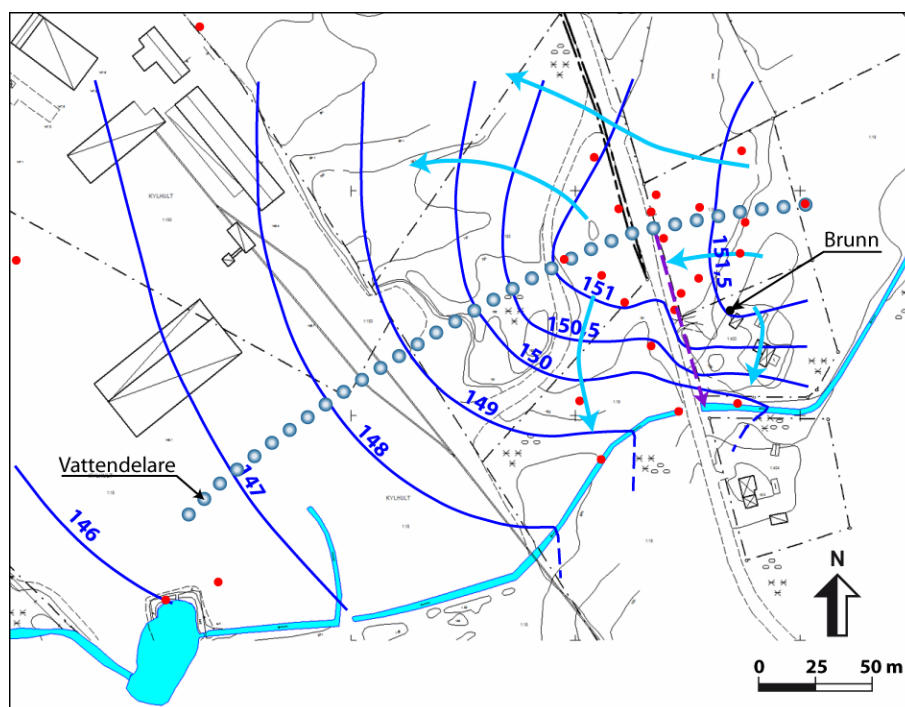
Efter diket rinner bäcken genom en damm ca 300 m SV om fastigheten. Dammen, som använts för timmerbevattning, har en yta om ca 800 m², Figur 5.2. Därefter rinner bäcken genom det ovan nämnda friluftsområdet (kapitel 3.3), för att efter ca 2 km slutligen mynna ut i Lagan strax söder om Strömsnäsbruk.



Figur 5.2. Dammen.

5.3 Grundvattenförhållanden

Inom och i anslutning till fastigheten har 20 observations- och provtagningsrör installerats i de övre delarna av jordlagren (kartbilaga 1 samt SWECO777 VBB VIAK, 2002, Sandström, 2004 och SWECO; 2006). Med stöd av nivåmätningar i dessa rör har en nivåkarta framställts som visar dräneringsmönstret i grundvattnet i jordlagren, Figur 5.3.



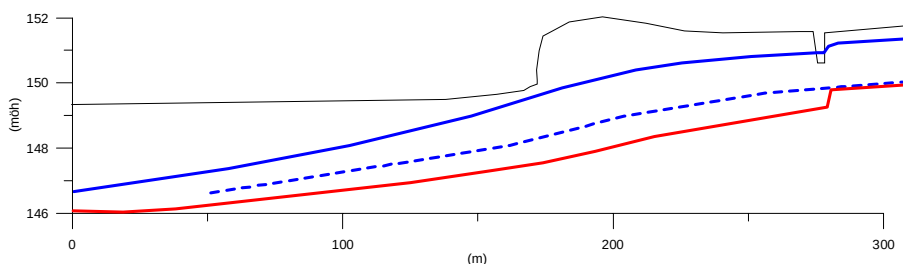
Figur 5.3. Grundvattennivåer 2006-11-30 (höjder i möh). Mätpunkterna markeras med rött, flödesriktningar i grundvatten som heldragna blå pilar och flödesriktning av ytvatten i vägdlake som streckad pil.

Av figuren framgår att grundvattenflödet inom området är i huvudsak mot väst. Den södra delen av fastigheten dräneras mot bäcken i söder-sydväst, medan den norra delen dräneras mot väst-nordväst. En vattendelare kan således urskiljas inom och väster om fastigheten. Utförda nivåmätningar tyder på att vattendelarens läge kan förändras något beroende på vattenstånd.

Längre sammanhängande mätserier av grundvattennivåer saknas, men tillgängliga mätningar tyder på att grundvattenytan inom fastigheten kan variera med en amplitud om ca 1,5 m. De högsta nivåerna har uppmätts i slutet av augusti 2006, då grundvattennivåerna inom

fastigheten Kylhult 1:341 var belägna endast 0,1 - 0,5 m under markytan.

Diket längs vägen har en bottennivå på +150,7 – 150,8, vilket betyder att diket har dränerande funktion vid höga grundvattennivåer, då en del av det avrinnande grundvattnet bräddar via diket och vidare till bäcken (vilket illustreras i figur 5.3). Vid normala eller låga grundvattennivåer är diket dock torrt och det har då ingen dränerande funktion. Dikets botten i förhållande till uppmätta grundvattennivåer framgår av Figur 5.4.



Figur 5.4. Grundvattennivåer vid två olika vattenstånd längs tvärprofil längs vattendelaren enligt Figur 5.3. Svart linje – markyta. Heldragen blå linje – högt vattenstånd, november 2006 (diket har viss dränerande funktion), streckad blå linje – lågt vattenstånd, juni 2004 (diket har ingen dränerande funktion, nivåerna lägre än 149 möh är uppskattade). Röd linje – bottennivå i närliggande bäck.

Grundvattenmagasinet i de övre delarna av jordlager bedöms ha tämligen hög vattenförande förmåga. Denna bedömning baseras på den tillrinning som noterats vid den utförda vattenprovtagningen.

I den underlagande berggrunden förekommer också grundvatten i det spricksystem som har utbildats till följd av tektoniska rörelser och spänningar i berggrunden. Detta grundvattenmagasins egenskaper och dess flödesförhållanden har inte undersökts inom ramen för huvudstudien. Det storskaliga flödet i berggrunden kan dock förväntas vara riktat mot väster med Hammarsjön och Lagan som recipient, men stora lokala variationer i flödesbilden kan sannolikt förekomma.

Som nämnts i kapitel 3.5 finns en grävd brunn på grannfastigheten Kylhult 1:403, vilken används som dricksvattentäkt. Fastigheten används för fritidsboende och uttag ur brunnen sker därför endast periodvis. Det sammantagna uttaget under året är därför litet och uppgår uppskattningsvis till 20-40 l/dygn (räknat som årsmedelvärde). Uttaget ur brunnen bedöms därför inte medföra någon mer genomgripande avsänkning och förändring av grundvattnets nivåförhållanden jämfört med den bild som illustreras i Figur 5.3. Det är dock

uppenbart att de sydöstra delarna av fastigheten Kylhult 1:341 ligger inom brunnens tillrinningsområde. Tillrinningsområdets utbredning mot norr begränsas av vattendelaren som löper i väst-östlig riktning genom Kylhult 1:341.

5.4 Vattenomsättning

Det saknas uppgifter om centrala parametrar för att en säkrare vattenbalansberäkning för området ska kunna göras. Grova överslag kan dock göras på befintligt underlag. Av intresse kan vara att skatta uttransporten av vatten och därmed transporten av lösta föroreningar från den förorenade fastigheten.

Det vatten som avrinner från fastigheten utgörs dels av grundvatten som transporteras mot väster, dels vatten som dräneras via diket längs vägen, och som periodvis skär av grundvattenflödet. Det avrinnande vattnet utgörs av nederbörd som infiltrerat inom fastigheten och dess tillrinningsområde. Tillrinningsområdets storlek är inte närmare avgränsat, men kan grovt bedömas till samma storlek som fastighetens. Det innebär att grundvatten, som bildats inom en yta av ca 7 500 m², dräneras ut från fastighetens västra gräns. Grundvattenbildningens storlek uppgår uppskattningsvis till 250-300 mm/år, vilket innebär en årlig vattenomsättning i intervallet 1 700 – 2 300 m³.

Den hydrauliska konduktiviteten i grundvattenmagasinet i jordlagren har inte bestämts, men den bedöms vara tämligen hög för att representera urbergsmorän. Om den hydrauliska konduktiviteten antas uppgå till, hög räknat, 10⁻⁵ m/s och grundvattnets tryckgradient (grundvattenytans lutning i flödesriktningen) till 2%, vilket bedöms vara ett rimligt medelvärde, fås att 750 m³ årligen dräneras via grundvattnen ut från fastigheten. Härvid har antagits att den vattenförande sektionen är 2 m mäktig.

Beräkningarna visar att grundvattnet i jordlagren inte förmår dränera hela den tillgängliga vattenmängden, utan högst kanske hälften. Möjligtvis kan en viss uttransport ske genom infiltration och uttransport via berggrunden, men denna är sannolikt av underordnad betydelse. Slutsatsen är således att merparten av vattnet avrinner som ytvatten i diket längs vägen, men endast periodvis vid höga grundvattennivåer och stor vattenomsättning.

Även om beräkningarna är behäftade med stor osäkerhet bedöms de angivna storleksordningarna vara riktiga.

6 Föroreningsförhållanden

6.1 Underlag

Föroreningsförhållandena inom fastigheten Kylhult 1:341 har undersökts dels under år 2004 (Länsstyrelsen 2004) dels under år 2006 inom ramen för denna huvudstudie. Huvudstudien har även omfattat undersökningar utanför fastigheten för att klarlägga spridning av föroreningar.

6.1.1 Undersökningar utförda under år 2004

Undersökningar utförda av Sandströms Miljö och Säkerhetskonsult (Sandström, 2004) har omfattat:

- Skruvprovtagning i 20 punkter
- Installation av observations- och provtagningsrör i 4 punkter
- Provtagning av grundvatten i 4 punkter
- Metalldetektor- och markradarundersökning inom delar av fastigheten Kylhult 1:341

Undersökningarna har omfattat såväl fält- som laboratorieanalyser i omfattning enligt Tabell 6.1.

Tabell 6.1. Analysomfattning vid 2004 års undersökning (Sandström, 2004).

Medium	Fältanalyser	Laboratorieanalyser
Jord	XRF – 48 PID – 113	Bly – 16
		Övriga metaller – 8
		Alifatiska och aromatiska kolväten, inkl BTEX - 16
		PAH – 21
		VOC EPA – 5
		PCB – 9
Grundvatten		Metaller – 4
		Alifatiska och aromatiska kolväten, inkl BTEX - 4
		VOC EPA – 4

6.1.2 Undersökningar utförda inom ramen för huvudstudien

Undersökningarna inom huvudstudien har utförts i tre omgångar under år 2006. Under juni utfördes inledande undersökningar, medan huvudundersökningarna utfördes under september. Kompletterande undersökningar utfördes under november.

6.1.2.1 Inledande undersökningar

Undersökningarna utförda under juni 2006 var av inledande karaktär med syfte att klarlägga:

1. Om spridning av föroreningar från fastigheten pågår eller har pågått via ytvatten, grundvatten och damning
2. Utbredningen av flyktiga ämnen i grundvattnet inom och utanför fastigheten, inklusive lokalisering av källan
3. Vilka ämnen utöver tidigare identifierade som finns i jord och grundvatten

Undersökningarna av förekomst av flyktiga organiska ämnen i omättad zon och grundvatten genomfördes med en specialbyggd provtagnings- och analysutrustning inhyst i en 13 tons lastbil. Provtagningsutrustningen består av porluftsonder som trycks ner i jordlagren med hjälp av domkrafter och med bilens egen tyngd som motvikt. Under gynnsamma förhållanden kan neddrivning ske till mer än 20 m djup.

När sonden trycks ner i den omättade zonen sugas porgas kontinuerligt upp till det mobila laboratoriet i lastbilen där mätningar av syre, metan och flyktiga kolväten (PID-mätningar) görs. På valda nivåer, som bestäms utifrån dessa mätningar, kan fältanalys av porgasen utföras med antingen GC eller GC-MS. Vid sondering under grundvattenytan där direkt utsug av porgas inte kan utföras genomförs i stället injektion av kvävgas i den mättade zonen. I kontakten med vatten och jord fördelas eventuellt förekommande flyktiga ämnena i den injekterade gasen, som därefter kan sugas upp och analyseras på samma sätt som vid provtagning i den omättade zonen.

Genom det tillämpade förfarandet kan alla förekommande flyktiga ämnen identifieras direkt i fält både i grundvatten och jord. Samtidigt fås en god bild av djuputbredningen. Halterna av porgas ur den omättade zonen kan kvantitativt bestämmas, medan halterna i den mättade zonen är halvkvantitativa, d.v.s. halterna som uppmäts ger

endast ett relativt mått på påverkan i grundvattnet. Sondering utfördes i 10 punkter med beteckning C1-C10.

Dessutom genomfördes spadprovtagning i ytlig jord i sammanlagt 6 punkter inom Kylhult 1:341 och 4 punkter på grannfastigheterna Kylhult 1:19, 1:192, 1:282 och 1:403. Punkternas beteckning inom fastigheten är 0603-0606, 0609, 0615 och inom grannfastigheterna 0610, 0612, 0613, 0614.

Sedimentprovtagning genomfördes i diket som gränsar till fastigheten Kylhult 1:341, i bäcken uppströms och nedströms den punkt där diket rinner ut i bäcken samt i dammen som avvattnar diket 300 m nedströms fastigheten. Sedimentprovtagning utfördes i sammanlagt 5 punkter med beteckning 0601, 0602, 0607, 0608, 0611.

Läget för provtagningspunkterna framgår av kartbilaga 1 och 2. Primärdata från undersökningarna redovisas i särskild resultatrapport SWECO VIAK (2007).

Undersökningarna har omfattat såväl fält- som laboratorieanalyser i omfattning som framgår av Tabell 6.2. Screeninganalysen som omnämns i Tabell 6.2 omfattar 220 ämnen och gjordes för att utröna vilka ämnen, utöver de redan kända, som förekommer på fastigheten.

Tabell 6.2. Analysomfattning vid inledande undersökningar.

Analysomfattning: Fält-GC – analys av flyktiga organiska ämnen med fält-GC eller fält-GC/MS), Screening utfördes enligt Terratest och omfattade metaller, volatila och semivolatila ämnen samt bekämpningsmedel (totalt ca 220 ämnen)

Medium	Fältanalyser	Laboratorieanalyser
Jord	Fält-GC – 16	Screening - 6
		Metaller – 3
		Dioxiner – 3
Grundvatten		Ingen provtagning
Sediment		Screening – 5

6.1.2.2 Huvudundersökningar

Undersökningarna under september 2006 utgjorde huvudundersökningen. Undersökningarna omfattade provtagning och analys av jord, grundvatten och sediment.

Syftet med jordprovtagningen var att:

1. Avgränsa förekomst av föroreningar inom fastigheten Kylhult 1:341 och inom grannfastigheter (1:19 och 1:403)
2. Klarlägga fördelningen av riskämnen i yt- och djupled inom förorenade områden

Syftet med grundvattenprovtagningen var att:

1. Bestämma grundvattnets flödesriktning inom och utanför fastigheten Kylhult 1:341
2. Avgränsa föroreningsplymerna inom och utanför fastigheten Kylhult 1:341
3. Avgränsa källtermen för föroreningsplymerna
4. Införskaffa dataunderlag inför en eventuell modellering av spridning och nedbrytning av grundvattenföroreningarna

Syftet med sedimentprovtagningen var att:

1. Klarlägga om dammen nedströms fastigheten var påverkad av föroreningar från fastigheten

Undersökningarna omfattade:

- Skruvprovtagning i 49 punkter betecknade 0619-0667
- Installation av observations- och provtagningsrör i 10 punkter betecknade 0619-0626 samt 0665-0666
- Provtagning av grundvatten i 13 punkter (0619-0626, 0401, 0402, 0403, 0406, Brunn Kylhult 1:403)
- Provtagning av sediment i två punkter i dammen nedströms fastigheten. Punktbeteckning 0668, 0669

Läget för provtagningspunkterna framgår av kartbilaga 1 och 2. Primärdata från undersökningarna redovisas i särskild resultatrapport SWECO VIAK (2007).

Undersökningarna har omfattat såväl fält- som laboratorieanalyser i omfattning som framgår av Tabell 6.3.

Tabell 6.3. Analysomfattning vid huvudundersökningarna.

Medium	Fältanalyser	Laboratorieanalyser
Jord	PID – 182	Metaller – 53
		Semivolatila ämnen – 54
	XRF – 207	Volatila ämnen – 34
		Dioxiner – 7
Grundvatten	pH, syre, redoxpotential, konduktivitet, temperatur – 21	Metaller och volatila ämnen – 13
		Semivolatila ämnen – 6
		Dioxiner – 1
Sediment		Metaller och semivolatila ämnen – 2
		Dioxiner – 1

6.1.2.3 Kompletterande undersökningar

Undersökningarna under november 2006 utgjorde kompletteringar till huvudundersökningen. Undersökningarna omfattade provtagning och analys av jord, grundvatten och ytvatten.

Syftet med jordprovtagningen var att:

1. avgränsa förekomst av föroreningar i det nordvästra hörnet av grannfastigheten 1:403 där höga halter organiska ämnen och metaller påträffats i huvudundersökningen
2. fastställa mottagningskriterier (bl.a. föroreningsinnehåll, lakbarhet och halt organiskt material) för de delområden som troligtvis omfattas av åtgärder

Syftet med grundvattenprovtagningen var att:

1. Få ytterligare kunskap om grundvattenflödets riktning nedströms fastigheten
2. Klarlägga utbredningen av föroreningar i grundvattnet nedströms fastigheten

Syftet med ytvattenprovtagningen var att:

1. Bestämma påverkansgraden av grundvatten på ytvatten via mätningar av barium i ytvatten

Undersökningarna omfattade:

- Skruvprovtagning i 6 punkter betecknade 0670-0675
- Skruvprovtagning i 19 punkter för förberedning av tre samlingsprov för lakningstester och siktanalyser
- Installation av observations- och provtagningsrör i 3 punkter betecknade 0670-0672
- Provtagning av ytjord med spade i 6 punkter betecknade 0676-0681
- Provtagning av grundvatten i 5 punkter betecknade 0665, 0666, 0670-0672
- Fältmätning av bly i ytjord (utförd direkt mot markytan) med XRF-instrument inom grannfastigheten 1:403, i totalt 24 punkter
- Ytvattenprovtagning med passiva provtagare i bäcken i 2 punkter, uppströms och nedströms diket som avvattnar Kylhult 1:341
- Kompletterande laboratorieanalyser av sparade jordprov (totalt 4 prov)

Läget för provtagningspunkterna framgår av kartbilaga 1 och 2. Primärdata från undersökningarna redovisas i särskild rapport SWECO VIAK (2007b).

Undersökningarnas omfattning framgår av Tabell 6.4.

Tabell 6.4. Analysomfattning vid kompletterande undersökningar.

Medium	Fältanalyser	Laboratorieanalyser
Jord	XRF – 30	Metaller och semivolatila ämnen – 9
		Dioxiner – 6
		Alifatiska kolväten + PAH - 3
		TOC (organiskt kol) – 3
		Lakningstest – 3
Grundvatten	pH, syre, redoxpotential, konduktivitet, temperatur – 3	Metaller – 5
		Volatila ämnen – 2
Ytvatten		Barium - 2

6.1.3 Datahantering

En särskild databas baserad på MSAccess har byggts upp för projektet. I databasen har följande information från samtliga undersökningar lagrats:

- Jordlagerföljder
- Laboratorieanalyser av jordprov
- Laboratorieanalyser av vattenprov (grundvatten och ytvatten)
- Laboratorieanalyser av sediment
- Nivåmätningar (grundvatten och ytvatten)

6.2 Jord

6.2.1 Förekommande ämnen

I Tabell 6.5 redovisas alla de ämnen som påvisats över riktvärden för KM, MKM eller Holländska listans "intervention values". Härvidlag bör nämnas att dessa "intervention values" representerar en skyddsnivå som ligger under MKM.

Det bör framhållas att de generella riktvärdena används här som jämförvärden i brist på uppgifter om regionala bakgrundshalter. Syftet med jämförelsen är att ge en översiktlig bild av vilka ämnen/ämnesgrupper som kännetecknar föroreningsbilden samt graden av påverkan av olika föroreningar. Riskerna till följd av förekommande föroreningar diskuteras närmare i kapitel 7.4.

Sammanlagt 23 ämnen överstiger KM-riktvärden, 15 ämnen överstiger MKM-riktvärden och två ämnen överstiger "interventions values".

Av metallerna är det främst bly, kadmium, koppar, zink och kvicksilver som oftast förekommer i höga halter relativt sina riktvärden.

Av de organiska ämnena är det PCB, cancerogena PAH, alifatiska kolväten >C16 – C35 och dioxiner som mest frekvent förekommer i höga halter relativt sina riktvärden. Nämnas bör att dioxin analyserats i endast 11 prov och att KM eller MKM överstigs i 10 av dessa.

Tabell 6.5 Ämnen som påvisats (2004 – 2006) i halter över KM eller MKM samt holländska listans "intervention values". Halter i mg/kg TS, utom för dioxiner som anges i ng/kg TS. För ämnen där respektive riktvärde överskrids i mer än 10% av analyserade prov anges antalet med fetstil.

Ämnen/ämnesgrupp	Riktvärden		Antal analyser	Antal över riktvärde		Max halt
	KM	MKM		KM	MKM	
Metaller (riktvärden enligt NV Rapport 4638)						
Arsenik	15	40	76	6	2	49
Bly	80	300	89	38	20	24 000
Kadmium	0,4	12	76	17	3	22
Kobolt	30	250	73	4	0	110
Koppar	100	200	76	14	10	6 100
Krom	120	250	76	9	7	2 600
Kvicksilver	1	7	76	12	4	75
Nickel	35	200	73	6	0	150
Zink	350	700	76	14	9	9 300
Organiska ämnen (riktvärden enligt NV Rapport 4638)						
Summa klorfenoler utom pentaklorfenol	2	10	6	1	0	5,9
Pentaklorfenol	0,1	5	6	1	0	1,3
Summa klorbensener utom hexaklorbensen	1	30	66	2	1	38
Hexaklorbensen	0,05	30	6	2	0	5,6
PCB total	0,02	7	75	16	4	132
Dioxiner (ng/kg, TEQ WHO)	10	250	13	8	2	204 000
Xylen	15	70	60	1	0	35
Cancerogena PAH	0,3	7	90	35	2	200
Övriga PAH	20	40	90	1	1	340
Organiska ämnen (riktvärden enligt NV/SPI Rapport 4889)						
Alifater >C5-C16	100	500	22	5	3	1 870
Alifater >C16-C35	100	1000	79	40	8	4 800
Aromater >C8-C10	40	200	50	5	2	1 200
Holländska listans "Intervention values"						
Antimon	15		6	2		170
Barium	625		65	5		6 300

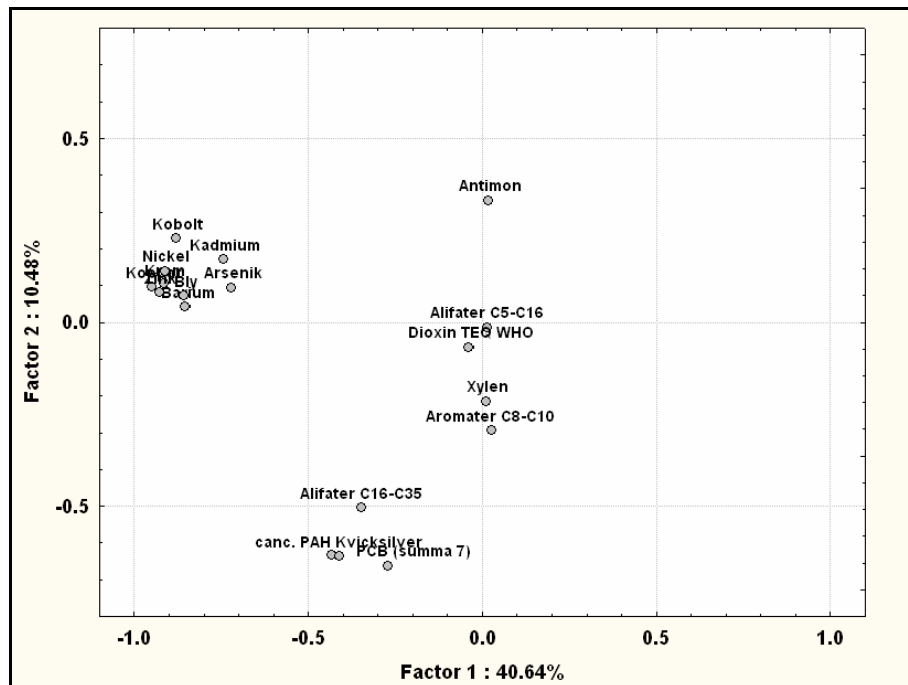
6.2.2 Samvariation

6.2.2.1 Principalkomponentanalys

Eftersom en lång rad olika ämnen förekommer inom undersökningsområdet är det av intresse att ta reda på eventuella samvariationer mellan dessa. Tydliga samvariationer mellan olika ämnen möjliggör en fokusering på färre ämnen vid riskbedömningen, åtgärdsutredningen och saneringskontrollen vid efterbehandlingen. Angreppssättet innebär att man fokuserar den vidare utredningen på ett ämne som samvarierar tydligt med en grupp andra ämnen.

En vanlig metod för analys av samvariation är s.k. principal komponent analys (PCA). Resultatet från en PCA kan redovisas i ett koordinatsystem där två observationer med samma egenskaper tenderar att ligga nära varandra.

I Figur 6.1 redovisas samvariationen mellan olika ämnen inom undersökningsområdet. Ämnen som ligger nära varandra i diagrammet samvarierar positivt. Ämnen som ligger på varsin sida om origo (mitt-punkten) är däremot omvänt korrelerade. Ämnen som hamnar nära mitten har svag koppling till övriga ämnen.



Figur 6.1 Principalkomponentanalys för de vanligast förekommande ämnena inom området. Lognormalt fördelade data har logomvandlats före analys.

Den första komponenten (horisontell riktning, faktor 1) fångar upp skillnader mellan organiska ämnen och metaller. Man kan se att samtliga metaller (utom antimon och kvicksilver) bildar en tydligt definierad grupp till vänster i figuren. I praktiken innebär detta att det räcker med att fokusera på en av metallerna vid avgränsning av t.ex. saneringsområden.

Komponent två (faktor 2) fångar främst upp variationen mellan de organiska ämnena. Längst ner i bilden finns en grupp bestående av PCB, cancerogena PAH, kvicksilver och alifater >C16-C35 som samvarierar. Samvariationen inom denna grupp är dock svagare än mellan metallerna eftersom faktor 2 förklarar endast en mindre del av den totala variationen. Dessutom har gruppen av organiska ämnen ett lägre värde för faktor 1 vilket också indikerar en något svagare samvariation. Sammanfattningsvis är samvariationen mellan dessa ämnen tydlig men inte lika stark som samvariationen mellan metallerna. Ytterligare, ej redovisade, statistiska analyser (partiella korrelationer) bekräftar att samvariationen mellan PCB, cancerogena PAH, kvicksilver och alifater >C16-C35 är tillräckligt tydlig för att man skall kunna låta ett av dessa ämnen representera hela gruppen.

I mitten på figuren finns en rad ämnen (oljekolväten med kortare kolkedjelängder, dioxiner och xylene) som inte samvarierar med varandra eller med andra ämnen. Den låga korrelationen kan delvis förklaras av att dessa ämnen detekterats i relativt få jordprov, vilket betydligt försvagar möjligheten att finna någon samvariation. Längre upp i grafen finns antimon vilket möjligtvis innebär att antimon är omvänt korrelerad med de ämnen som finns längre ner i figuren.

Orsaken till den funna samvariationen beror dels på att ämnena har ett gemensamt ursprung, d.v.s. att de har förekommit i samma olje- eller färgprodukt som förvarats på fastigheten och dels på likheter i miljöbeteende. Exempelvis är det fullt möjligt att alifater >C16-35 har för med sig både PCB och PAH (och möjligtvis metylerat kvicksilver) neråt i marken vilket skulle kunna förklara deras samvariation.

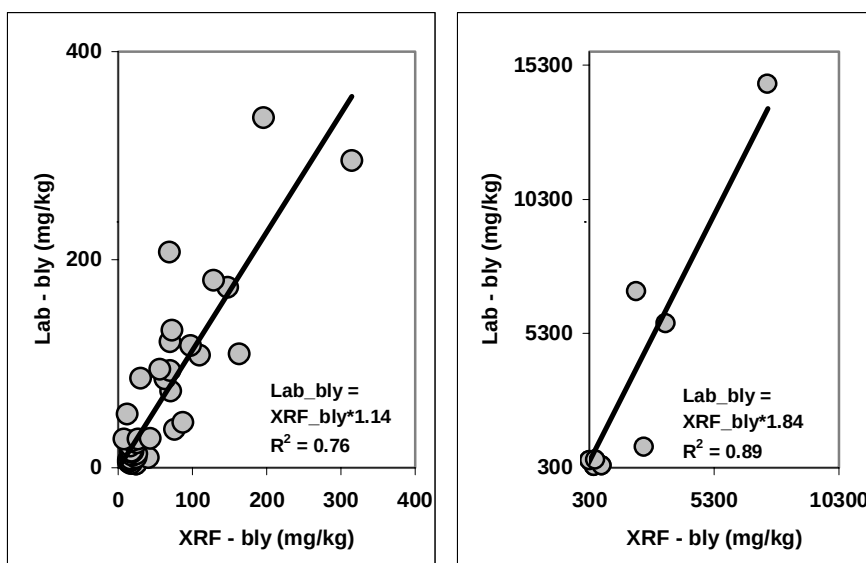
Med utgångspunkt från principalkomponentanalysen väljs bly ut som det ämne som kan representera utbredningen av metaller inom området. För icke flyktiga organiska ämnen väljs >C16-C35 alifater ut för att dessa klart samvarierar med PCB och cancerogena PAH även om samvariationen inte är lika stark som den mellan metallerna.

6.2.2.2 XRF- och laboratorieanalyser av bly

I flertalet (220) prov som tagits vid huvudprovtagningen utfördes blymätningar med XRF på jordprov i fält. Laboratorieanalyser av bly har utförts i 57 av dessa prov. I Figur 6.2 redovisas sambandet mellan dessa blybestämningar. Som framgår av figuren är samvariationen god, men sambandet skiljer sig vid lägre respektive högre halter. Generellt kan sägas att blyhalten underskattas vid XRF-mätningar.

Bly kan i sammanhanget betraktas som en lämplig metallindikator. Bly utgör en av de dominerande metallerna i jordlagren inom området och bly samvarierar dessutom tydligt med övriga metaller som kan utgöra riskämnen, fränsett kvicksilver. Till fördelarna hör också att just bly är en av gynnsammaste metallerna (med hänsyn till precisionen) att mäta med hjälp av XRF i fält, trots den underskattning som mätningarna ger.

Ekvationerna som anges i figuren kan användas för att skatta den faktiska blyhalten i jordprov som analyserats med XRF och därmed öka precisionen vid beräkning av utbredningen av bly i jord.



Figur 6.2 Samvariation mellan blyhalter analyserade i laboratorium och blyhalter mätta i fält med XRF-instrument.

6.2.2.3 PID- och laboratorieanalyser av flyktiga organiska ämnen

I samband med jordprovtagningen utfördes analyser av flyktiga organiska ämnen med PID-instrument på upptagna jordprov. Sammanlagt 182 jordprov analyserades med PID-instrument. Av dessa överstegs 10 ppm i 10 prov från 4 punkter (0623, 0644, 0648 och 0651), varav 6 prov från en och samma punkt (0623), vilken var den högst påverkade. I tre av dessa punkter har BTEX och aromater >C8-C10 påvisats i jord, som är de ämnen som sannolikt bidragit till de förhöjda PID-halterna (Tabell 6.6). Underlaget är dock för litet för att sambandsberäkningar ska kunna göras mellan uppmätta PID-värden och påvisade halter av flyktiga organiska ämnen i jord.

Tabell 6.6. Halter av petroleumkolväten i punkter med höga PID-värden (PID i ppm, övriga halter i mg/kg TS, e.d. – ej detekterat, e.a. – ej analyserat)

Punkt	Djup (m)	PID	BTEX	Summa alifater >C5-C16	Summa alifater >C16-C35	Summa aromater >C8-C10
0623	0-0,2	0	e.d.	35	480	e.d.
0623	0,3-0,5	35	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
0623	0,7-1,0	168	35	1870	3600	1200
0623	1,2-1,5	230	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
0623	1,8-2,0	135	7,1	e.d.	e.a.	150
0623	2,0-3,0	32	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
0623	3,0-4,0	65	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
0644	0,3-0,5	32	0,65	704	2600	280
0648	0,7-1,0	50	2,6	315	1900	72
0651	1,2-1,5	11,5	e.d.	e.d.	e.a.	e.d.

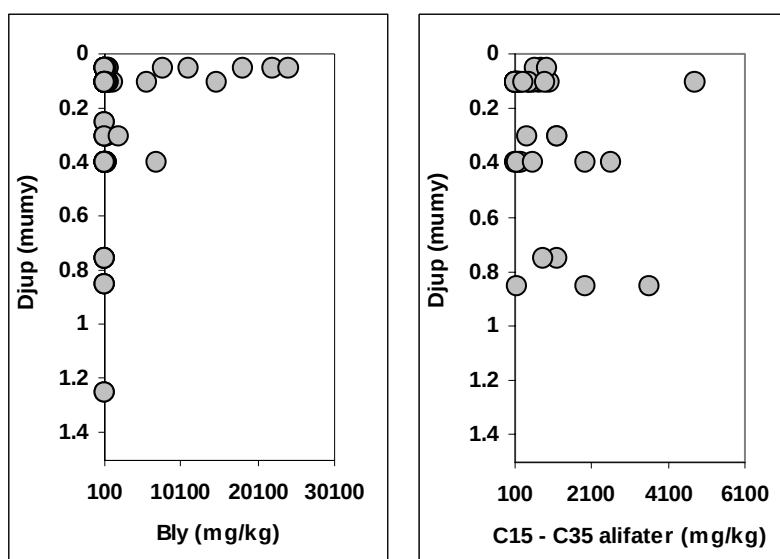
6.2.3 Djuputbredning

Högre halter av de flesta föroreningarna, med undantag av alifatiska och aromatiska kolväten, förekommer endast ytligt (0 – 0,5 m) inom undersökningsområdet. Detta framgår av sammanställning av laboratorieresultaten i Tabell 6.7.

Tabell 6.7. Översikt av analyserade jordprov på djup > 0,5 m.

Ämne/ämnegrupp	Antal undersökta prov	Antal prov över detektionsgräns	Maxhalt (mg/kg TS)
Barium	3	3	24
Bly	11	11	74
Kadmium	3	2	0,27
Krom	3	3	7,3
Koppar	3	3	10
Kvicksilver	3	0	<1
Nickel	3	3	9,2
Zink	3	3	130
Xylen	40	8	35
Summa alifater >C16-C35	18	10	3 600
Summa alifater >C5-C16	11	5	1 900
Summa aromater >C8-C10	36	7	1 200
Summa cancerogena PAH	18	3	5,2

De ämnen som förekommer mer frekvent på större djup är alifater >C16 – C35 och aromater >C8 – C10, vilket förklaras av att oljor och lösningsmedel ställvis har "sjunkit" genom jordlagren. I Figur 6.3 visas skillnader i djuputbredning mellan bly och alifater >C16-C35.



Figur 6.3. Halter av bly och >C16 - C35 alifater på olika djup.

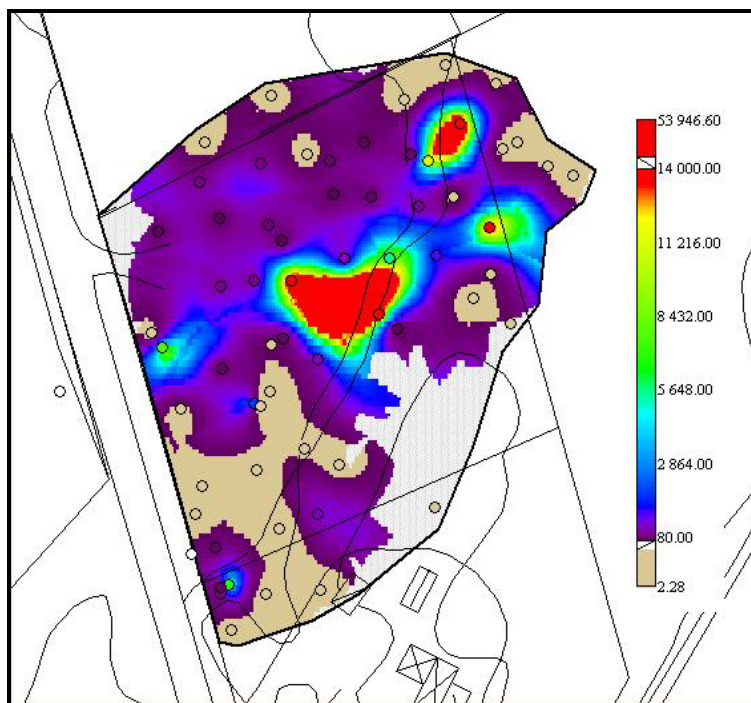
6.2.4 Horisontell utbredning

6.2.4.1 Metaller

Eftersom bly samvarierar tydligt med alla metaller (kapitel 6.2.2.1), är den metall som förekommer i högst halter (Tabell 6.5) samt den mest undersökta så får den horisontella utbredningen av bly representera den horisontella utbredningen för alla metaller. Undantag utgör kvicksilver som samvarierar med tyngre oljor och PAH.

Den horisontella utbredningen för bly på 0-0,5 m djup (Figur 6.4) baseras på laboratorieanalyser av jordprov. På större djup har få laboratorieanalyser av bly gjorts. Istället baseras den horisontella blyutbredningen på större djup (Figur 6.5 och Figur 6.6) på XRF-analyser av jordprov i fält. Blyhalten som redovisas i kartorna har beräknats med hjälp av sambandet mellan XRF-bly och blyhalter analyserat på laboratorium (Figur 6.2).

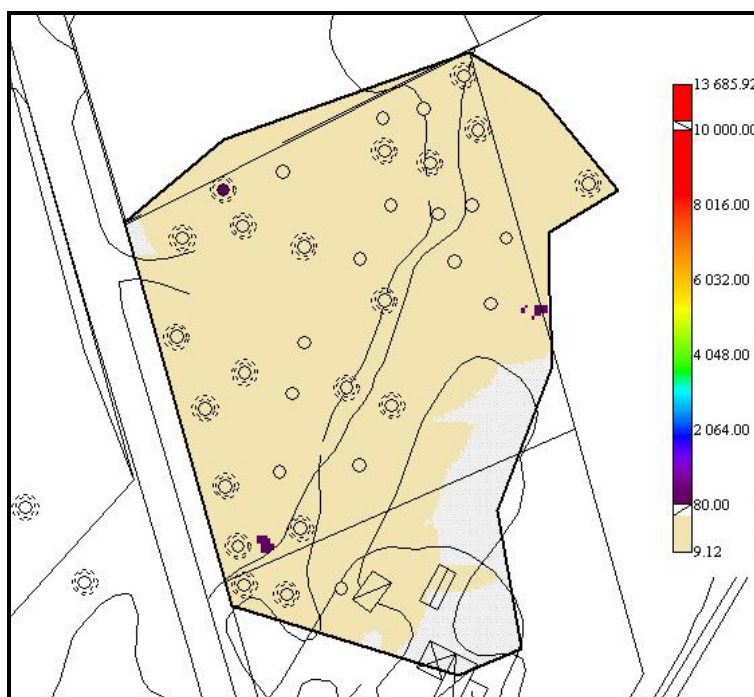
Observera att de "fläckar" med högre blyhalter som förekommer på 0.5 – 1 m djup (Figur 6.5) beror på att interpoleringen görs i tre dimensioner. Detta innebär att om höga halter förekommer ovanför en interpolerad punkt där ingen provtagning skett fås högre halter i den punkten.



Figur 6.4. Interpolerade blyhalter (mg/kg) inom intervallet 0 – 0.5 m djup. Grått fält indikerar att det finns för lite data för interpolering inom området.



Figur 6.5. Interpolerade blyhalter på 0,5 – 2 m djup. Halterna baseras på XRF-mätningar med korrigering för sambandet XRF-bly och Lab-bly enligt Figur 6.2.



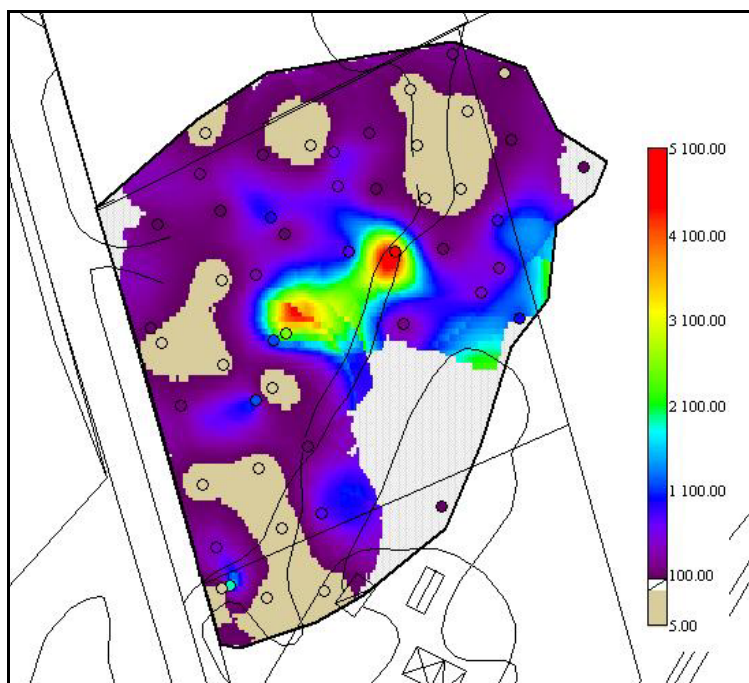
Figur 6.6. Interpolerade XRF-bly halter på 2 - 4 m djup. Halterna baseras på XRF-mätningar med korrigering för sambandet XRF-bly och Lab-bly enligt Figur 6.2.

ra02s 2005-11-11

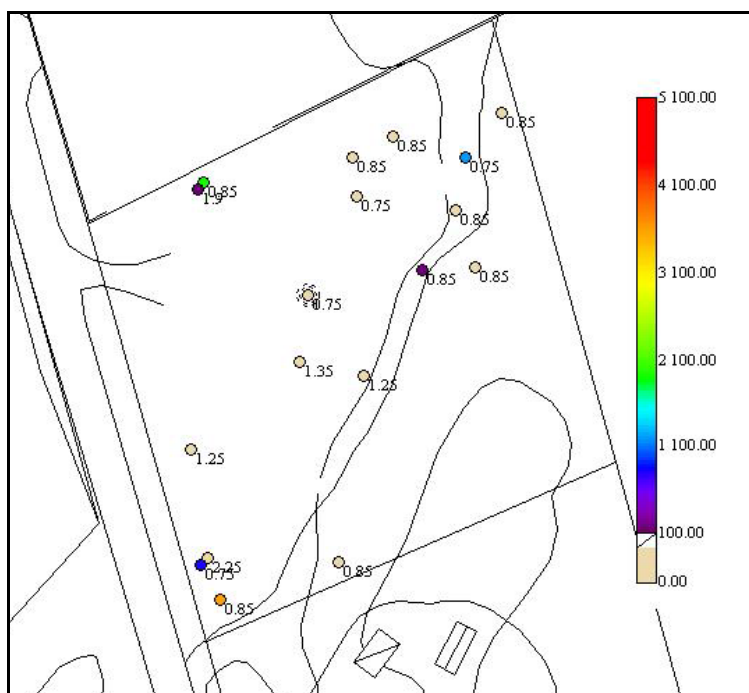
6.2.4.2 *Icke flyktiga organiska ämnen*

Tyngre alifater (>C16-C35) samvarierar tydligt med andra organiska ämnen med låg flyktighet (kapitel 6.2.2.1), såsom PCB och cancerogena PAH. Samtidigt förekommer dessa alifatiska kolväten i höga halter (Tabell 6.5) och är det mest detekterade ämnet i gruppen för den horisontella utbredningen av alifater >C16 – C35 representera den horisontella utbredningen för andra icke flyktiga organiska ämnen. Undantaget är dioxin som inte tydligt samvarierar med något ämne.

Den horisontella utbredningen på större djup redovisas endast med punktvis uppmätta halter för samtliga prov från 0,5 – 4 mury, eftersom det inte finns tillräckligt dataunderlag för ytinterpolering.



Figur 6.7 Interpolerade halter (mg/kg) av alifater >C16 – C35 inom intervallet 0 – 0,5 mury. Grått fält indikerar att det finns för lite data för interpolering inom området.

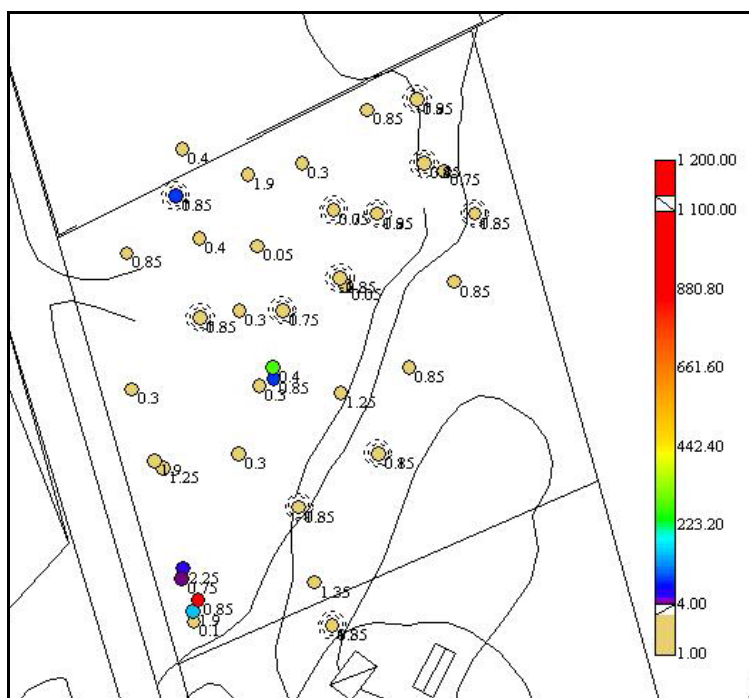


Figur 6.8. Halter (mg/kg) av alifater >C16 – C35 i prov från 0.5 – 4 mury. Siffran bredvid provpunkten anger djupet (m).

6.2.4.3 Flyktiga organiska ämnen

Vad gäller flyktiga organiska ämnen är det främst aromater >C8 – C10 som ställvis detekterats i höga halter (Tabell 6.5). I gruppen aromater >C8 – C10 ingår alkylbenser som påvisats i grundvatten. Dessutom samvarierar aromater >C8 – C10 tydligt med xylen (kapitel 6.2.2.1) som också påvisats i grundvatten (kapitel 6.4.1).

Aromater >C8 – C10 får därför representera utbredningen av flyktiga organiska ämnen på fastigheten (Figur 6.9). Den horisontella utbredningen redovisas endast med punktvis uppmätta halter för samtliga prov eftersom det inte finns tillräckligt dataunderlag för ynterpolering.

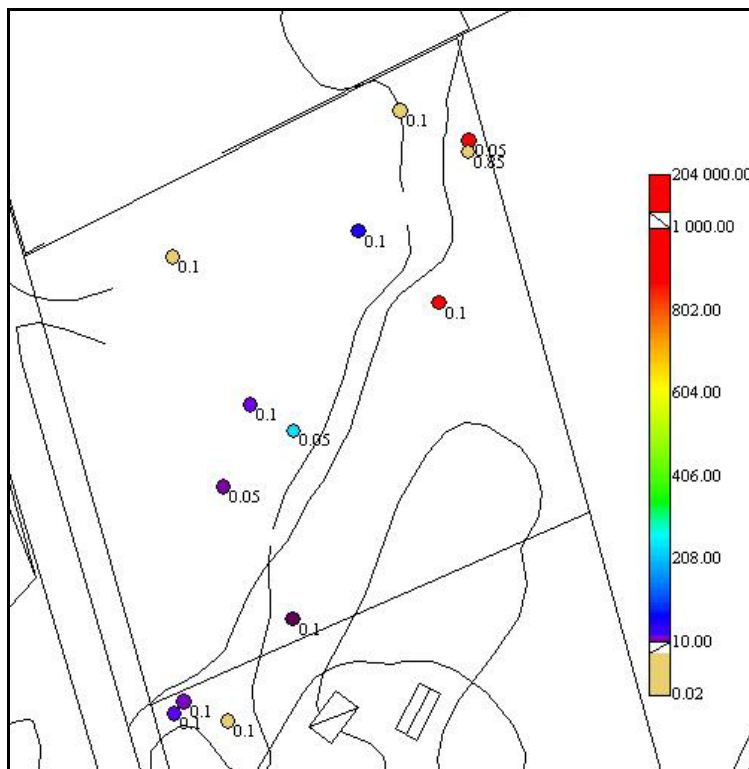


Figur 6.9. Halter (mg/kg) av aromater >C8 – C10 i prov från 0 – 4 mury. Siffran bredvid provpunkten anger djupet (m). Alla värden under 4 mg/kg representerar jordprov där halten aromater >C8 – C10 ligger under detektionsgräns.

I de punkter där aromater >C8-C10 påvisats, förekommer de vanligtvis på 0,7-1,0 m eller större djup.

6.2.4.4 Dioxin

Eftersom dioxin är ett mycket hälsofarligt ämne redovisas den horisontella utbredningen för dioxin separat. Utbredningen redovisas endast med punktvis uppmätta halter för samtliga prov, eftersom det inte finns tillräckligt dataunderlag för ytinterpolering.



Figur 6.9. Halter (WHO TEQ mg/kg) av dioxiner i prov från 0 – 0.5 m djup.

6.2.4.5 Utvärderingar av horisontell utbredning

Beräkningen av föroreningshalter i icke provtagna punkter baseras på en statistisk modell som beskriver hur samvariationen i föroreningshalter mellan olika punkter avtar med ökande avstånd mellan punkterna. Modellen baseras på uppmätta halter i olika punkter och läget för dessa punkter.

Innan man gör en interpolation utvärderas först den statistiska modellen för att tillse att tillgängliga data är lämpliga för interpolation. En sådan analys har visat att datamaterialet för samtliga ämnen i ovanstående figurer lämpar sig för interpolering. Trots detta finns det osäkerheter t.ex. vad gäller utbredningen på de hotspots som redovisas i Figur 6.4 och Figur 6.7.

Förhöjda föroreningshalter förekommer i princip över hela fastigheten. Endast den sydöstra delen av fastigheten tycks vara mer eller mindre fri från föroreningar. Den västra delen av fastigheten som gränsar mot vägen tycks i allmänhet vara mindre förorenad än resten av fastigheten.

Ett antal hotspots finns dels i mitten av fastigheten, och dels i det nordvästra och sydöstra hörnet. Det bör noteras att de höga halterna i det sydöstra hörnet egentligen härrör från förhöjda halter i en punkt på grannfastigheten 1:282.

Det tycks som om högre föroreningshalter förekommer på de delar av fastigheten där färgavfall förvarats jämfört med de delar där spillolja förvarats (Figur 4.1, Figur 4.2 och Figur 4.3). Pressurklipp och myndighetsrapporter tyder på förhållandevis mycket spill från de cisterner och fat där spillolja förvarades, vilket gör det funna föroreningsmönstret något svårförklarligt. En möjlig orsak är att det övre jordlagret har forslats bort i samband med att cisternerna för spillolja togs bort före 1980.

6.2.4.6 Mängder

Den totala mängden av olika riskämnen redovisas i Tabell 6.8. Värdena har skattats fram genom att ta medianhalten för ett visst ämne gånger ytan som ämnet förekommer inom gånger djupet som medianhalten representerar. Eftersom de flesta ämnen uppvisar lognormalfördelning har medianhalterna beräknas med s.k. boots-trapsteknik.

Tabell 6.8. Uppskattning av totalmängder riskämnen inom fastigheten (yta 3700 m²).

Ämne	Djupintervall 0-0,3 m		Djupintervall 0,3-1,0 m	
	Median	Mängd	Median	Mängd
Bly	150	300	25	110
Koppar	30	60	9,2	45
Kvicksilver	0,23	0,5	0,15	0,7
Alifater >C16 - C35	170	350	75	230
Canc. PAH	0,3	0,6	0,2	1,1
PCB	0,18	0,4	0,10	0,5

Det bör framhållas att mängdberäkningen inrymmer relativt stor osäkerhet då föroreningshalterna varierar inom mycket stora spann inom små ytor. Beräkningarna tyder dock på att mängden av den dominerande metallen bly uppgår till ca 400 kg och mängden av den dominerande oljekomponenten alifater >C16-C35 till ca 600 kg.

Den mycket stora spridningen i halter av aromatiska kolväten (BTEX och aromater >C8-C10) och dioxiner gör att en kvantifiering inte bedöms vara möjlig att göra.

6.3 Porgas (omättad zon)

Vid de inledande undersökningarna med porluftsonder (kapitel 6.1.2.1) mättes porluftshalter för BTEX-ämnena, och PID-värden i sammanlagt 10 punkter. Dessutom genomfördes en kvalitativ analys av en lång rad andra flyktiga organiska ämnena.

I de sex provpunkter som undersöktes inne på fastigheten bestämdes djuputbredningen för PID, BTEX-ämnena, syre och metan (Figur 6.10) De översta punkterna/värdena (<1 mmy) i Figur 6.10 representerar således porgasvärden i omättad zon.

I de flesta punkter var både PID-värden och porluftshalter av BTEX mycket låga eller noll. I punkt C3 och C4 (centralt på fastigheten strax öster om vägen) påvisades dock något förhöjda porluftshalter (BTEX-ämnena) och PID-värden.

Porluften var även rik på syre och fattig på metan vilket kan förväntas i den omättade zonen.

Fältanalyserna indikerade att en rad andra ämnena dominerade med höga halter i porluften:

- 1,3 oktadien
- etylerade och metylerade butaner, heptaner, hexaner
- cyklohexaner, cyklopentaner och dodekanoler
- etylfuraner
- kamfen

Eftersom inga analytiska standarder fanns tillgängliga för dessa ämnena har de dock inte kunnat kvantifieras.

6.4 Grundvatten

6.4.1 Förekommande ämnen

De grundämnen som påvisats i grundvatten från undersökningsområdet redovisas i Tabell 6.9. I tabellen jämförs påvisade halter med Naturvårdsverkets definition av höga halter. Kadmium, bly, zink och arsenik jämförs med halter för tillstånd i grundvatten, medan nickel, krom och koppar jämförs med tillstånd i vatten i framförallt sjöar och mindre vattendrag (enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, www.naturvardsverket.se). För barium, kvicksilver och kobolt finns inga svenska jämförvärden. Istället anges "intervention values" enligt den Holländska listan.

Tabell 6.9. Grundämnen som påvisats i grundvatten inom undersökningsområdet (inom ramen för huvudstudien).

Ämne	Antal prov-punkter	Varav över det.gräns	Medelhalt (µg/l)	Maxhalt (µg/l)	Jämför-värde (µg/l)	Antal prov över jämförvärde
Arsenik	18	3	1,2	2,2	1	3
Barium	18	18	153	403	625	0
Bly	18	13	2,2	16	3	3
Kadmium	18	11	0,1	0,6	1	0
Kobolt	18	18	7,9	44	100	0
Koppar	18	12	3,8	14	9	2
Krom	18	10	1,1	3,3	15	0
Kvicksilver	18	0	<0,04	<0,1	0,3	0
Nickel	18	18	12	60	45	1
Vanadin	18	16	2,3	7,9		
Zink	18	18	73	390	60	6

Som framgår av tabellen uppvisar några observationspunkter metallhalter över jämförvärdena. Den högsta påverkan i förhållande till jämförvärdena uppvisar bly och zink, upp till 5-6 ggr. Arsenik, koppar och nickel uppvisar endast måttliga överskridanden (högst ca 2 ggr) i enskilda punkter.

Av Tabell 6.10 framgår att de organiska ämnen som mest frekvent har detekterats omfattar aromatiska kolväten (främst xylen, aromater

>C8-C10, etylbensen, bensen och naftalen). Alifatiska kolväten har detekterats i enstaka punkter.

Tabell 6.10. Organiska ämnen i grundvatten i undersökningsområdet (e.d. – ej detekterat).

Ämnen	Antal undersökta provpunkter	Antal provpunkter som ämnet har påvisats i	Maxhalt (µg/l)
Alifater >C5-C8	13	3	29
Alifater >C8-C10	13	2	84
Alifater >C10-C12	8	1	64
Alifater >C12-C16	8	1	30
Alifater >C16-C35	6	1	280
Bensen	15	4	50
Toluen	15	1	1
Etylbensen	15	4	570
Xylen	15	7	1 800
Aromater >C8-C10	15	5	550
Naftalen	15	5	1,2
Indan	11	3	4,4
Dioxiner (WHOTEQ)	1	1	0,01 ng/l
Vinylklorid	2	1	1,6
Övriga klorerade kolväten	15	0	e.d.
PAH	9	0	e.d.
PCB	6	0	e.d.

Inga jämförvärden/riktvärden har infogats i tabell 6.10 eftersom de enda tillgängliga värdena för organiska ämnen i grundvatten är de riktvärden som tagits fram för organiska ämnen i förorenat grundvatten vid bensinstationer. De förutsättningar som gäller för dessa riktvärden är så pass skilda från de förhållanden som gäller för fastighetens närområde att det inte är meningsfullt att jämföra uppmätta halter i grundvattnet vid Kylhult 1:341 med dessa riktvärden.

Andra ämnen som har detekterats med hjälp av GC-MS i fält vid de inledande undersökningarna (kapitel 6.1.2.1) omfattar bl.a.:

- 1,3 - oktadien
- etylerade och metylerade butaner, heptaner och hexaner
- cyklohexaner, cyklopentaner och dodekanoler

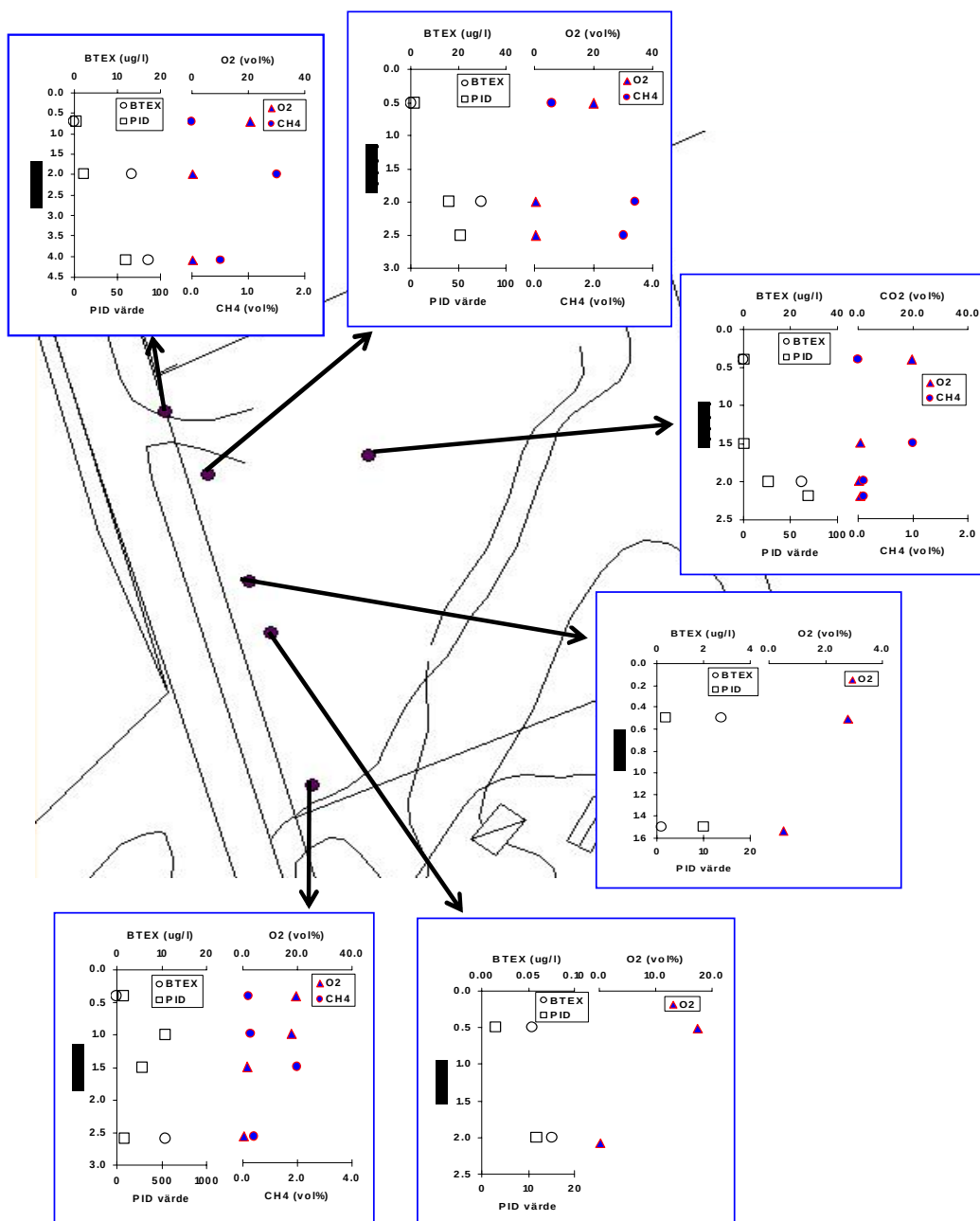
Fältanalyserna tyder på att dessa ämnen dominerar kvantitativt, men eftersom det saknats tillgång till analytiska standarder för dessa ämnen har det inte funnits möjlighet till kvantifiering.

6.4.2 Djuputbredning

I Figur 6.10 redovisas bl.a. hur PID-värden och BTEX-halter samt syre- och metanhalter förändras med djupet. Alla värden > 1 mummy i Figur 6.10 representerar förhållanden i den mättade zonen.

I den norra delen av fastigheten ökar halterna av flyktiga organiska ämnen med djupet. Haltökningen tycks fortsätta även på 4 m djup, och det finns i nuläget ingen information om det maximala djupet på vilket grundvattenföroreningar förekommer.

I det sydvästra hörnet av fastigheten har mycket höga PID-värden uppmätts på 1 – 2 m djup i punkt C5 för att sedan avta ner mot 2,5 m djup. Detta tyder på att flyktiga organiska ämnen finns i fri fas i den övre delen av grundvattenmagasinet. Trots detta är BTEX-halterna i samma punkt på 1,5 m djup förhållandevis låga, vilket med tydlighet visar att BTEX-ämnen inte dominerar bland grundvattenföroreningarna.



Figur 6.10. PID-värden och BTEX-, syre- och metanhalter i porluft på olika djup uppmätta i fält vid porluftsundersökning.

6.4.3 Horisontell utbredning

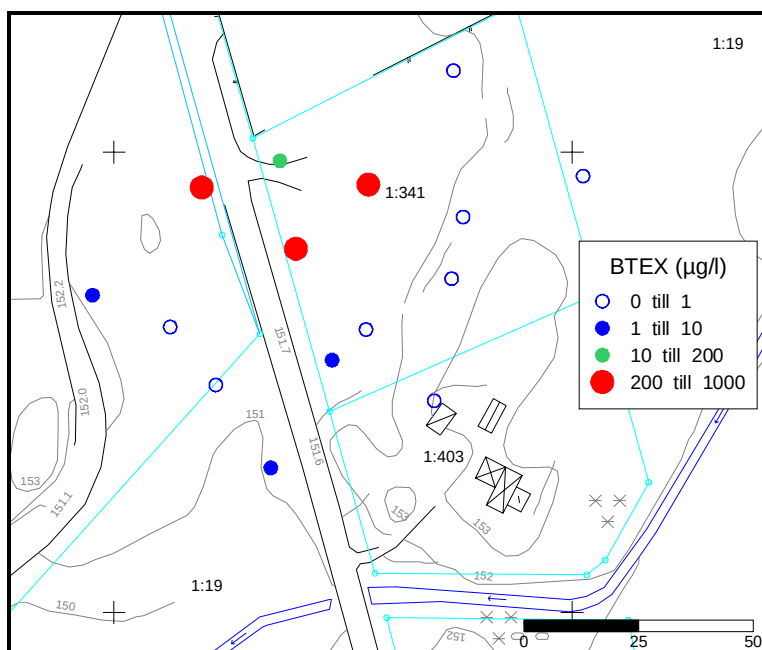
Även om barium inte i någon punkt överskrider det valda jämförvärdet är det uppenbart att grundvattnet är påverkat av barium. Stora haltvariationer förekommer mellan olika provpunkter och halterna är i

Barium, som troligtvis härrör från oljor som hanterats inom fastigheten, har påvisats i högst halter inom den norra respektive södra delen av fastigheten. Ca 50 m väster om fastigheten förekommer barium i halter som tyder på klar påverkan. De uppmätta bariumhalterna ger ingen klar indikation på att det förekommer två separata spridningsvägar för föroreningar i grundvattnet (en sydvästlig och en nordvästlig), vilket grundvattennivåkartan i Figur 5.3 antyder. Orsaken kan vara att vattendelaren som redovisas i figuren skiftar i läge mellan olika tidpunkter på året och blir mindre uttalad vid lägre grundvattennivåer.

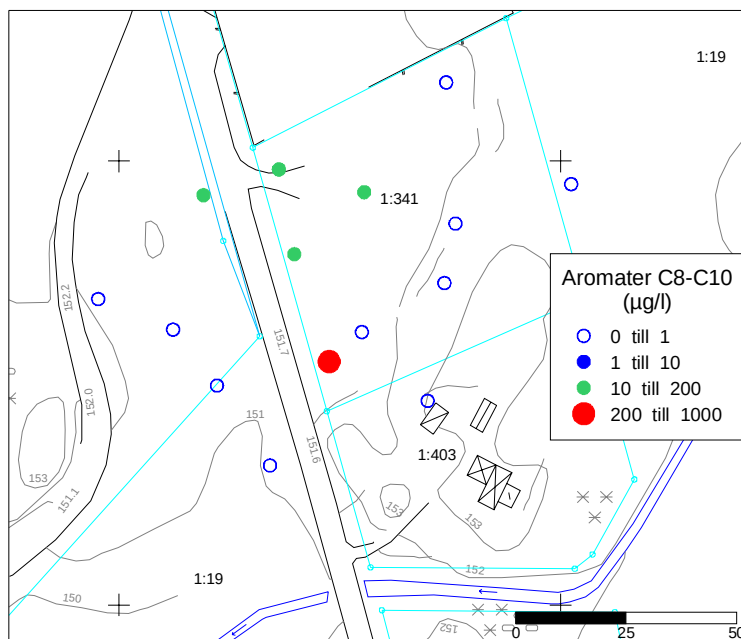
Inom den norra delen av fastigheten finns en plym som kännetecknas av framför allt höga BTEX-halter som sträcker sig åtminstone från

mitten av fastigheten och västerut förbi vägen. Spår av BTEX återfinns 50 m väst om fastigheten. Det är dock oklart om denna punkt är belägen i plymens mitt eller randområde. Maximihalterna 50 m från fastigheten kan alltså vara högre än vad provtagningen indikerar. Framförallt utgör BTEX-ämnena endast en mindre andel av förekommande flyktiga organiska ämnen i plymen, vilket innebär att den totala belastningen 50 m nedströms är större än vad Figur 6.12 indikerar.

I det sydvästra hörnet av fastigheten finns en källzon med antydan av fri fas av flyktiga organiska ämnen. Zonen har dock troligen starkt begränsad utbredning, eftersom ingen påverkan har kunnat identifieras i närmast liggande provtagningspunkter (Figur 6.10). Ämnena i fri fas består till viss del av aromater >C8–C10 (Figur 6.13), men till största delen av metylerade och etylerade alifater (kapitel 6.4.1). Med utgångspunkt från grundvattnets flödesriktning bedöms denna plym röra sig i sydvästlig riktning mot bäcken, vilket delvis bekräftats av förekomsten av BTEX-ämnena i en punkt belägen 25 m sydväst om fastigheten. Halten BTEX är dock betydligt lägre än i källzonen (1 µg/l, att jämföra med 6,1 µg/l i källzonen), och man har inte kunnat identifiera aromater >C8-C10).

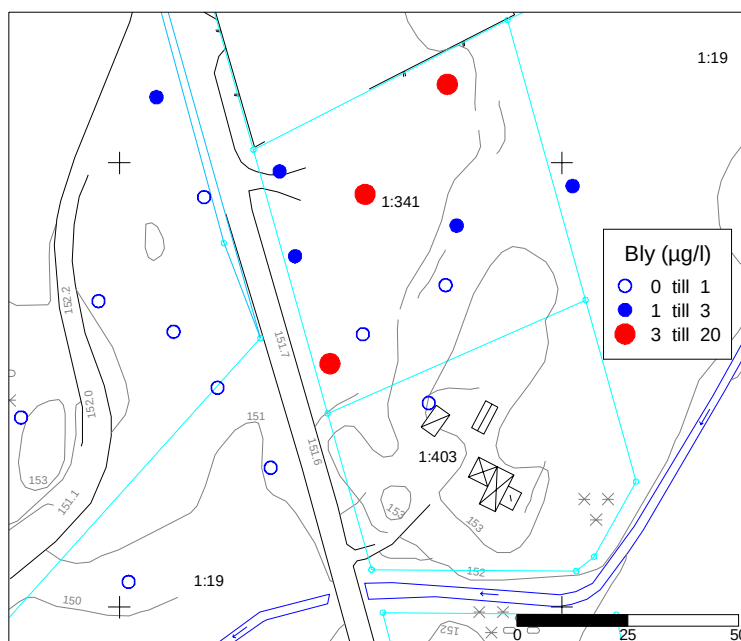


Figur 6.12. Halter (µg/l) av BTEX i grundvatten.



Figur 6.13. Halter (µg/l) av aromater (>C8–C10) i grundvatten.

Som framgår av Figur 6.14 har de högsta halterna av bly påvisats inom fastigheten. Nedströms fastigheten understiger halterna 1 µg/l, utom i en punkt nordväst om fastigheten.



Figur 6.14 Halter (µg/l) av bly i grundvatten.

6.4.4 Dricksvattentäkt på grannfastighet

Av särskilt intresse i sammanhanget är om den brunn som finns på grannfastigheten Kylhult 1:403 och som används för vattenförsörjning, är påverkad av föroreningar eller ej. Som framgår av kapitel 5.3 bedöms de sydöstra delarna av fastigheten Kylhult 1:341 falla inom tillrinningsområdet för brunnen. Analyser av metaller och organiska ämnen i brunnsvattnet har utförts under juli och augusti 2006.

Utförda analyser av brunnsvattnet visar att detta möjligtvis innehåller något förhöjda halter av barium, vilket kan indikera påverkan från fastigheten Kylhult 1:341. Analyser av de riskämnen t.ex. metaller, BTEX och aromatiska kolväten >C8-C10, som påvisats i grundvattnet inom Kylhult 1:341, visar att brunnsvattnet inte är påverkat av dessa. Orsaken är sannolikt att de delar av Kylhult 1:341, där dessa riskämnen påvisats, ligger utanför brunnens tillrinningsområde.

6.5 Sediment

Organiska ämnen och metaller har analyserats i följande punkter:

- Två sedimentprov i diket som gränsar till fastigheten (10 – 30 cm under bottenytan)
- Ett sedimentprov i bäcken uppströms den punkt där diket rinner ut i bäcken (ytsediment)
- Ett sedimentprov i bäcken nedströms den punkt där diket rinner ut i bäcken (ytsediment)
- Tre sedimentprov i dammen som avvattnar bäcken (0 – 50 cm under sedimentytan).

De halter som påvisats i sedimenten redovisas i Tabell 6.11. I tabellen jämförs påvisade halter för vissa ämnen med Naturvårdsverkets definition av höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, www.naturvardsverket.se. Vissa av ämnena i tabellen saknar jämförvärden för sediment.

Tabell 6.11 Sedimenthalter (mg/kg TS) för metaller och organiska ämnen i diket, bäcken och dammen (e.d. – ej detekterade, e.a. – ej analyserade).

Ämne/ämnegrupp	Diket	Bäck uppströms	Bäck nedströms	Damm	Jämförvärden
Arsenik	e.d.	e.d.	5	3	30 – 150
Barium	e.d.	17	5	25	
Bly	10	4	11	16	400 – 2000
Koppar	e.d.	2	4	4	100 – 500
Krom	7	e.d.	4	2	100 – 500
Kvicksilver	0,08	e.d.	e.d.	0,06	1 – 5
Zink	e.d.	23	23	20	1000 - 5000
Total olja (GC – FID)	150	e.d.	170	70	
Alifater >C16 – C35	e.a.	e.a.	e.a.	250	
Cancerogena PAH	e.d.	e.d.	e.d.	0,3	530 - 1690
PCB	0,34	e.d.	e.d.	e.d.	4 – 15
Fenol	e.d.	e.d.	0,02	e.d.	
Summa kresol	5,5	e.d.	0,2	e.d.	
Toluen	8	e.d.	e.d.	e.d.	
Dioxiner	e.a.	e.a.	e.a.	e.d.	

Sedimenten i diket är påverkade av PCB, olja, toluen och kresoler. Av de metaller som anges i tabellen har bly, krom och kvicksilver påvisats.

Bäckens botten uppströms tycks inte vara påverkad av något ämne, medan botten nedströms är påverkad av olja samt i viss, men låg, grad av fenoler och kresoler. En viss förhöjning av metaller jämfört med förhållandena uppström kan noteras,

Det bör framhållas att botten av bäcken i det aktuella avsnittet inte täcks av organiska sediment på grund av fortlöpande erosion.

Dammen längre nedströms utgör närmaste större sedimentfälla nedströms diket. Sedimenten i denna är påverkade av alifater >C16 – C35, vilket också är den kolvätefraktion som är vanligast förekommande på fastigheten Kylhult 1:341 både ytligt och på större djup. Även en viss, men låg, påverkan av cancerogena PAH har obser-

verats. Detta indikerar att föroreningstransport har skett från fastigheten till dammen, sannolikt via transport i ytvatten genom diket till bäcken.

Även en viss påverkan av metaller kan noteras, men halterna avviker inte mycket från dem som påvisats högre uppströms. De uppmätta metallhalterna är genomgående mycket låga enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning av sediment (Naturvårdsverket, 2000).

6.6 Ytvatten

Ytvattnets beskaffenhet har inte undersökts närmare inom ramen för huvudstudien. Dock har barium analyserats i bäckvatten uppströms och nedströms diket från Kylhult 1:341, som mynnar i bäcken, eftersom en tydlig påverkan av barium observerats i grundvattnet inom och nedströms fastigheten Kylhult 1:341.

Halterna av barium i bäcken ökar med ca 15% (från 6,7 till 7,7 µg/l) nedströms diket. Den låga ökningen samt de totalt sett låga värdena indikerar att fastigheten inte tydligt påverkade bäcken just vid provtagningstillfället.

Diket, som löper parallellt med vägen väster om fastigheten, dränerar periodvis ut grundvatten från fastigheten (Kapitel 5.3). Detta utläckande grundvatten är påverkat av föroreningar av framför allt lösningsmedel (flyktiga organiska ämnen), och sannolikt också oljekolväten och metaller. Under transporten i diket avgår troligtvis de flyktiga ämnena till atmosfären eller bryts ner, medan de mindre flyktiga och mer svårnedbrytbara oljekolvätena samt metallerna transporteras längre och fastläggs först senare i sedimenten när de väl nått bäcken.

Ytvattensspridning via diket och bäcken har troligtvis gett upphov till förhöjda halter av tyngre oljor (>C16 – C35) i dammen 500 m nedströms området. Sedimenthalterna är dock inte kraftigt förhöjda.

6.7 Sammanfattande bedömning

6.7.1 Karaktärisering av föroreningssituationen

I ytjorden (0 – 0,5 m) inom fastigheten (Kylhult 1:341) förekommer en lång rad organiska ämnen och metaller i höga - mycket höga halter. Av metaller är bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink mest framträdande och av organiska ämnen cancerogena PAH, PCB och tyngre oljor. Även dioxin förekommer ställvis i höga – mycket höga halter. Även inom små och begränsade delar av de angränsande fastigheterna Kylhult 1:401 och 1:19 förekommer ett flertal ämnen i mycket höga halter.

Föroreningarna i ytjorden är framförallt koncentrerade till ett område centralt beläget inom fastigheten, men de förekommer även som spridda mindre hotspots över större delen av fastigheten utom inom det sydöstra hörnet av densamma. Inom fastigheten finns flera kala fläckar utan växtlighet, som möjligtvis orsakas av de höga föroreningshalterna.

På större djup (> 0.5 m) förekommer främst tyngre oljor (alifater >C16 – C35) i höga halter i jordlagren. Lokalt förekommer också föroreningar av lösningsmedel mot djupet (>1 m), som karaktäriseras av aromater >C8-C10 och BTEX samt bl.a. en rad metylerade och etylerade alifater. I den sydvästra delen av fastigheten finns antydning av fri fas av dessa lösningsmedel.

Grundvattnet inom fastigheten är tydligt påverkat av aromater >C8-C10 och BTEX samt de ovan nämnda metylerade och etylerade alifaterna. Denna påverkan är avgränsad till endast den västra delen av fastigheten.

Av analyserade grundämnen är det framför allt barium som ger upphov till tydlig påverkan på grundvattnet, men även t.ex. bly och zink har observerats vid halt nivåer som indikerar viss påverkan på grundvattnet inom fastigheten.

6.7.2 Spridning

Undersökningarna indikerar inte att någon dammspridning av föroreningar har till grannfastigheter har skett.

Som framgår av kapitel 5.3 kan spridning av de föroreningar som finns i grundvattnet inom fastigheten ske antingen via grundvatten-transport i västlig riktning eller, vid höga grundvattennivåer, via utläckande grundvatten till diket som löper öster om vägen och vidare till bäcken. Spridningens omfattning är svår att beräkna på tillgängligt underlag, eftersom det saknas längre mätserier av grundvattennivåer och grundvattnets beskaffenhet. Vidare är grundvattenmagasinets vattenförande förmåga inte klarlagd.

En grov och konservativ skattning baserad på ett antagande att medelhalten av aromater (BTEX och aromater >C8-C10) i grundvattnet direkt väster vägen inte överstiger 1 mg/l och att grundvattenflödet inte överstiger 1 000 m³/år (kapitel 5.4) ger en årlig uttransport från området på högst 1 kg av aromatiska kolväten. Grundvatten-transporten av bly uppskattas till högst 1 g per år (om blyhalten inte överstiger 1 µg/l, vilket också bedöms vara ett konservativt antagande).

Uttransporten av föroreningar via det grundvatten som läcker ut till diket är sannolikt större än den som sker via grundvatten väster om området. Diket fungerar periodvis som ett bräddavlopp för föroreningar som lokalt förekommer i fri fas. Vidare är föroreningshalterna i grundvattnet generellt sett högre strax uppströms diket jämfört med förhållandena strax väster om vägen. En grov skattning baserat på uppmätta halter och ett antagande att utläckaget till diket uppgår till högst 1 500 m³/år (kapitel 5.4) ger att uttransporten av aromatiska kolväten uppgår till högst ett par kg per år och av bly till 10-20 g/år. Fastläggning och nedbrytning av föroreningarna sker troligtvis i dikets bottensediment, vilket minskar den faktiska belastningen på ytvattnet.

Uttransporten via diket och bäcken har troligtvis gett upphov till förhöjda halter av tyngre oljor (>C16 – C35) i dammen 500 m nedströms området. Sedimenthalterna är dock inte kraftigt förhöjda.

Brunnen på grannfastigheten bedöms i dagsläget inte vara påverkad av föroreningar.

7 Riskbedömning

7.1 Inledning

7.1.1 Syfte

Hälso- och miljöriskbedömningen avser att belysa vilka risker som föreligger vid den aktuella föroreningssituationen och vid den aktuella markanvändningen samt vid planerade framtida markanvändning. Riskbedömningen omfattar såväl en diagnos (bedömning av riskerna i dagsläget d.v.s. nollalternativ) som en prognos (riskerna vid den framtida markanvändningen).

Inom riskbedömningen görs också en bedömning av om ett åtgärdsbehov föreligger för att reducera riskerna för människor och miljö. Inom ramen för riskbedömningen tas även platsspecifika riktvärden fram vilka kan tjäna som underlag vid formulering av mätbara åtgärds mål för efterbehandling.

Riskbedömningen omfattar inte personal som kan komma att arbeta med en eventuell sanering av området. För dessa bör en särskild hälso- och arbetsmiljöplan tas fram för att säkerställa deras hälsa under saneringen.

7.1.2 Hälso- och miljörisker vid förorenade områden

Risken för att det ska uppstå hälso- och/eller miljöskador kring ett förorenat område är beroende av:

- de på platsen förekommande föroreningarnas farlighet (farligheten bestäms av ämnenas toxiska egenskaper) och föroreningsnivåerna, d.v.s. de uppmätta föroreningshalterna och mängderna
- områdets spridningsförutsättningar (t.ex. jordlagrens egenskaper och grundvattnets rörelser)
- områdets känslighet (d.v.s. sannolikheten att människor ska exponeras för föroreningarna) och skyddsvärde (d.v.s. förekomsten av värdefull miljö i omgivningarna). Risken för miljöskador vägs mot en bedömning av hur skyddsvärd den aktuella miljön är

I riskbedömningen beaktas således föroreningarnas toxiska egenskaper. Vidare beaktas föroreningarnas mängder, utbredning, halter och tillgänglighet för spridning. Hänsyn tas även till föroreningarnas beständighet respektive förändring av källan/källorna. Till grund för riskbedömningen ligger resultaten av utförda undersökningar.

I riskbedömningen definieras vilka skyddsvärda objekt som finns inom området och i omgivningen samt vilken känslighet dessa har. Till exempel tas hänsyn till hur människor riskerar att exponeras för den förorenade jorden. Detta kan till exempel ske genom direktkontakt med förorenad jord, inandning av ångor eller intag av fisk från ett närliggande vattendrag/sjö. I riskbedömningen tas även hänsyn till organismerna i marken på området och till ekosystemen i närliggande ytvatten.

För att en förorening ska utgöra en risk måste ett antal förutsättningar definitionsmässigt vara uppfyllda. Dels måste det finnas ett skyddsvärt objekt (t.ex. människor) och dels ett potentiellt farligt ämne (ett ämne med en inneboende farlighet för skyddsobjektet) i en sådan mängd att skada kan åsamkas skyddsobjektet. Vidare måste det finnas en möjlighet för skyddsobjektet att komma i kontakt med det farliga ämnet. Saknas någon av dessa förutsättningar så föreligger ingen signifikant risk. Risken blir t.ex. mycket liten för ett ämne med låg farlighet, även om skyddsobjektet kan komma i kontakt med ämnet i fråga. På samma sätt blir risken liten om det inte föreligger någon risk att komma i kontakt med ämnet, även om ämnet har hög farlighet.

7.1.3 Generella och platsspecifika riktvärden

Till stöd för bedömning av föroreningshalter i jord och grundvatten har Naturvårdsverket arbetat fram generella riktvärden för ett flertal ämnen (NV-rapport 4638, 4639, 4889). Dessa generella riktvärden är utarbetade för olika typer av markanvändning där de huvudsakliga typerna är känslig markanvändning (KM), t. ex. bostadsområden, samt mindre känslig markanvändning (MKM), t. ex. kontors- och industriområden. De generella riktvärdena är tänkta att gälla för typiska markområden i Sverige. Generella riktvärden för aktuella typer av föroreningar vid Kylhult 1:341 redovisas i Tabell 6.5.

De generella riktvärdena är framtagna med beaktande av ett antal exponeringsvägar för både människor och miljö. Människor skyddas på individnivå och markmiljön skyddas genom att säkerställa de markfunktioner som krävs för den tänkta markanvändningen. I ytvatten som riskerar att påverkas på grund av spridning från det

förorenade området skyddas allt akvatiskt liv. Hur beräkningarna gjorts för de generella riktvärdena, samt de antaganden som dessa baseras på, finns redovisade i detalj i Naturvårdsverkets rapporter 4639 respektive 4889.

När de generella riktvärdena inte bedöms vara tillämpliga kan en fördjupad riskbedömning utföras och platsspecifika riktvärden beräknas. I denna tas hänsyn till det aktuella områdets specifika förutsättningar, inklusive den typ av markanvändning som är relevant. De platsspecifika riktvärdena bygger vanligtvis på samma beräkningsmodell och toxikologiska data som de generella riktvärdena.

Inför efterbehandlingsåtgärder utförs vanligtvis fördjupade riskbedömningar baserade på platsspecifika riktvärden, eftersom det då finns ett behov att värdera riskreduktionen (nyttan) i förhållande till kostnaden för olika åtgärdsalternativ. Generella riktvärden är vid dessa tillfällen alltför begränsade hjälpmedel.

Den nedan redovisade riskbedömningen för föroreningarna vid fastigheten Kylhult 1:341 baseras på platsspecifika riktvärden.

7.2 Förutsättningar

7.2.1 Nuvarande markanvändning

Den nuvarande markanvändningen beskrivs i kapitel 3.3. I dagsläget bedrivs ingen verksamhet inom fastigheten Kylhult 1:341. Fastigheten är belägen i anslutning till skogsmark, som nyttjas av allmänheten, och är öppen för tillträde. Fastigheten gränsar mot fastighet med fritidshus.

7.2.2 Känslighet och skyddsvärde

Ekosystemen inom området är sannolikt kraftigt störda av förekomsten av föroreningar och den verksamhet som pågått inom fastigheten. I dagsläget har området således ett litet skyddsvärde.

De aktuella planerna för området som skogsmark medför att det biologiska livet återskapas och att skyddsvärdet därmed ökar. När området hyser så vitt känt inte några särskilt skyddsvärda arter eller biotoper varför det framtida skyddsvärdet kan betecknas som måttligt. Drakamyra, som är belägen ca 500 m öster om fastigheten Kylhult 1:341 och som har klassificerats i Länsstyrelsens naturvårdsprogram

som ett område med stora naturvärden, påverkas inte av föroreningar inom fastigheten.

Då människor, såväl vuxna som barn, i dagsläget och vid den planerade markanvändningen fritt kan vistas inom fastigheten och direkt exponeras mot föroreningar bedöms känsligheten som mycket hög.

Grundvattnets skyddsvärde varierar inom området. Grundvattnet inom tillrinningsområdet för brunnen på den angränsande fastigheten har mycket högt skyddsvärde, medan grundvattnet i övrigt inom fastigheten Kylhult 1:341 och fastigheten väster därom har lågt skyddsvärde. Sannolikheten för påverkan är hög då grundvattenytan tidvis når upp till den starkt förorenade ytjorden.

För bäcken, som troligtvis påverkas av föroreningar från området, finns inga uttalade skyddsintressen. Det är dock ett opåverkat vattendrag som med all säkerhet innehåller en lång rad sötvattensorganismer. Skyddsvärdet för bäcken bör därför betecknas som högt. Sannolikheten för påverkan på vattendraget är hög, då vattendraget är litet och utspädningen låg.

Så vitt känt sker inget fiske i bäcken. Viss osäkerhet finns dock då bäcken rinner förbi ett bostadsområde och en scoutstuga nedströms dammen.

7.2.3 Övergripande åtgärds mål

Målsättningen är enligt kapitel 3.4 att fastigheten Kylhult 1:341 i framtiden utgörs av skogsmark utan inskränkningar i det allemansrättsliga.

De övergripande åtgärds målen, som omfattar visioner för den framtida markanvändningen, är följande:

1. Området ska vara användbart för utnyttjande enligt allemansrätten. Detta innebär att allmänheten skall kunna ströva fritt på området utan några begränsningar och kunna utnyttja marken för t.ex. bär- och svamplockning. Vidare ska området inte innebära någon påtaglig skada för omgivande ekosystem
2. Belastningen på grundvattnet skall minska och området skall inte ge upphov till föroreningsnivåer i närliggande vattendrag som resulterar i begränsningar i möjligheten att nyttja dessa för till exempel rekreation (bad, fiske etc.) eller till bevattning

Riskbedömningen baseras vidare på följande förutsättningar:

- Tillkommande bostadsbebyggelse inom området är och kommer inte att vara aktuell för inom överskådlig framtid
- Inget behov av dricksvattenuttag finns för närvarande och kommer inte att vara aktuell inom överskådlig framtid på grannfastigheterna i grundvattnets flödesriktning väster om fastigheten Kylhult 1:341. Beträffande dricksvattenbrunnen på grannfastigheten Kylhult 1:403 hänvisas till kapitel 7.2.4

7.2.4 Dricksvattentäkt på fastigheten Kylhult 1:403

Som nämnts ovan finns det en dricksvattentäkt på grannfastigheten Kylhult 1:403, direkt söder om Kylhult 1:341. Uttag ur brunnen sker troligtvis huvudsakligen på sommaren, eftersom bostaden på fastigheten mestadels används under sommarhalvåret.

Analyser av brunnsvattnet visar att detta inte är påverkat av föroreningar från fastigheten. Analyserna har utförts i juli och augusti 2006, då risken för påverkan från brunnen torde vara som störst (högre uttag och lägre naturlig vattenomsättning i grundvattenmagasinet). De utförda mätningarna av grundvattennivåer ger stöd för bedömningen att de västra delarna av fastigheten Kylhult 1:341, där grundvattnet är tydligt påverkat av föroreningar, ligger utanför brunnens tillrinningsområde. En ytterligare omständighet som talar för att brunnens tillrinningsområde inte omfattar dessa delar är att eventuell spridning av de mer vattenlösliga kolvätena rimligtvis redan skulle ha nått brunnen. Som jämförelse kan nämnas att xylene och andra vattenlösliga ämnen har påvisats ca 50 m väster om och nedströms källområdena, d.v.s. på större avstånd än avståndet mellan brunnen och närmast belägna källområden (se kapitel 6.4.3).

Det är därför inte sannolikt att brunnen under normala förhållanden påverkas av föroreningar på Kylhult 1:341. Av dessa skäl omfattas inte brunnen på Kylhult 1:403 av de ovan beskrivna åtgärdsåtgärder, och följaktligen har inte intag av vatten inbegripits vid beräkning av de platsspecifika riktvärdena.

Som stöd för denna bedömning och för att slutgiltigt säkerställa att brunnen inte är påverkad av föroreningar är det motiverat med fler mätning- och provtagningstillfällen. Förslagsvis utförs kompletterande analyser och mätningar inom ramen för referensundersökningarna (se kapitel 9.4.1.1).

7.3 Platsspecifika riktvärden

Tabell 7.1. Platsspecifika riktvärden. Halter i mg/kg TS.

Ämne/ämnegrupp	0 – 1 m	1 – 2 m	> 2 m
Arsenik	9 ¹	35 ¹	75 ²
Barium	250 ³	500 ²	500 ²
Bly	150 ³	300 ²	300 ²
Kadmium	1,2 ³	1,2 ²	1,2 ²
Kobolt	18 ²	18 ²	18 ²
Koppar	60 ²	60 ²	60 ²
Krom (III)	120 ³	1200 ⁴	1200 ⁴
Krom (VI)	1 ²	1 ²	1 ²
Kvicksilver	1 ²	1 ²	1 ²
Nickel	100 ³	750 ²	750 ²
Vanadin	18 ²	18 ²	18 ²
Zink	350 ³	900 ²	900 ²
PCB	0,1 ²	0,1 ²	0,1 ²
Dioxin (WHO TEQ)	1,7E-05 ²	1,7E-05 ²	1,7E-05 ²
PAH-cancerogena	4 ¹	20 ¹	20 ²
PAH-övriga	3 ²	3 ²	3 ²
Bensen	0,4 ²	0,4 ²	0,4 ²
Toluen	1,1 ²	1,1 ²	1,1 ²
Etylbensen	2,2 ²	2,2 ²	2,2 ²
Xylen	2,4 ²	2,4 ²	2,4 ²
Alifater C5-6	20 ²	20 ²	20 ²
Alifater >C6-8	50 ³	80 ²	80 ²
Alifater >C8-10	100 ³	500 ²	500 ²
Alifater >C10-12	100 ³	1000 ⁴	1000 ⁴
Alifater >C12-16	100 ³	1000 ⁴	1000 ⁴
Alifater >C16-21	100 ³	1000 ⁴	1000 ⁴
Alifater >C21-35			
Aromater >C8-C10	30 ²	30 ²	30 ²
Aromater >C10-C12	1,5 ²	1,5 ²	1,5 ²
Aromater >C12-C16	3,0 ²	3,0 ²	3,0 ²
Aromater >C16-C21	9,6 ²	9,6 ²	9,6 ²
Aromater >C21-C35	20 ³	80 ²	80 ²

¹ Riktvärden som styrs av skydd av hälsa

² Riktvärden som styrs av skydd för ytvatten

³ Riktvärden som styrs av skydd för markmiljö

⁴ Riktvärdet begränsas av att skillnaden mellan skikten tillåts vara max 10 ggr

I en huvudstudie skall en bedömning göras av hur låga halterna av olika föroreningar måste vara för att kunna lämnas på objektet utan

risker. Dessa halter utgör riktvärden och inte automatiskt åtgärds mål. I textbilaga 1 redovisas underlag och metodik för platsspecifika riktvärden som är framtagna för den planerade markanvändningen. De platsspecifika riktvärdena redovisas i Tabell 7.1.

Av tabellen framgår vilken typ av exponering som är styrande för riktvärdena, nämligen skydd av människors hälsa, skydd av markmiljön eller skydd av ytvatten. I vissa fall begränsas riktvärdena av att inte alltför stora skillnader mellan halter på olika jorddjup ska uppstå. Skillnaden har förutsatts uppgå till maximalt 10 ggr.

Som framgår av tabellen är det spridningsrisker som blir styrande för riktvärdet av de flesta ämnena. Inga riktvärden styrs av akuttoxiska nivåer.

I de platsspecifika riktvärdena som redovisas i Tabell 7.1 ingår inte skydd av grundvattnet. En överslagsmässig beräkning har dock utförts för att belysa vilken påverkan intag av grundvattenuttag har på riktvärdena om sådan exponering inkluderas i riskanalysen. Härvid har förutsatts att 20% av dricksvattnet härrör från det förorenade området (5 gångers utspädning). Beräkningsresultaten redovisas i kapitel 5.6 i textbilaga 1. Riktvärdena för flera metaller sänks betydligt, och för arsenik mycket kraftigt. För organiska ämnen sänks riktvärdena framförallt för bensen, men också för cancerogena PAH och några av alifatfraktionerna. För de organiska ämnen som berörs är sänkningen generellt sett lägre än för metaller.

Andra aromatiska föroreningar, som etylbensen, xylener och aromater >C8-C10, påverkas inte om dricksvattenintag inkluderas i riskanalysen. Dessa ämnen har påvisats i tämligen höga halter i grundvattnet lokalt inom området.

En sänkning av de platsspecifika riktvärdena till den nivå som beräkningarna anger om dricksvattenintag inkluderas bedöms inte vara motiverad av följande skäl:

- Halterna av metaller inom det förorenade området ligger i allmänhet klart under gällande gränsvärden för dricksvatten (Livsmedelsverket, 2005) även under rådande förhållanden
- Polyaromatiska kolväten har inte påvisats i grundvattnet inom det förorenade området (halterna bedöms ligga under gränsvärdena för dricksvatten inom det förorenade området)

- För bensen bedöms en sänkning av riktvärdena leda till endast en marginell riskreduktion eftersom föroreningar av bensen förekommer endast mycket lokalt inom området
- Bensen förekommer parallellt med lågaromatiska ämnen och xylene i grundvattnet. Åtgärder på djupet riktas till stor del in mot dessa ämnen (se vidare åtgärdsutredningen).

7.4 Jämförelse mellan riktvärden och uppmätta halter

De platsspecifika riktvärdena styrs som framgår av ovanstående av 1) skydd av hälsa, 2) skydd av ytvatten och 3) skydd av markmiljön. De i Tabell 7.1 redovisade riktvärdena är det lägsta av de riktvärden som gäller för de olika skydden. I textbilaga 1 anges riktvärdena som gäller för skydd av hälsa, ytvatten respektive markmiljö. Med detta underlag som grund kan riskbilden noggrannare analyseras. En sammanställning över antalet analyserade prov som överskrider riktvärdena för skydd av hälsa, ytvatten respektive markmiljö redovisas i Tabell 7.2.

Det bör framhållas att ett flertal ämnen har påvisats i grundvatten under de inledande undersökningarna. Kvantitativa analyser av specifikt dessa ämnen har inte gjorts då de normalt inte ingår i vanligt förekommande analyspaket. Flera av de påvisade ämnena förekommer dock i vanliga petroleumprodukter, såsom olja, diesel, bensin och fotogen. Deras beteenden och farlighet bedöms därför i allt väsentligt beaktas vid bedömning av petroleumrelaterade ämnen och ämnesgrupper, såsom BTEX samt de fraktioner som ingår i samlingsanalyser av alifatiska och övriga aromatiska kolväten.

7.4.1 Risk för människors hälsa

Vid jämförelse mellan uppmätta halter i jord och de platsspecifika riktvärdena finner man att framför allt arsenik, bly, cancerogena PAH och PCB utgör möjlig risk för människors hälsa. Riktvärdena för cancerogena PAH, arsenik och bly överskrider i endast 7-12% (6 av 90 prov för cancerogena PAH, 9 av 76 för arsenik, 9 av 89 för bly) av alla prov från ytjorden (0-1 m), samt för PCB i något fler (12 av 75, d.v.s. 16%).

Direktintag av jord och intag av bär och svamp är kritiska exponeringsvägar. I ytterligare enstaka prov överskrider de hälsoriskbaserade riktvärdena för dioxin och aromater >C8-C10 i ytjorden. Dioxin,

cancerogena PAH och PCB uppvisar dock extremt höga maxhalter i enstaka prov (kapitel 6.2.1).

När det gäller djupare jordlager (>1 m) har inga halter över de hälso-riskbaserade riktvärdena påvisats. Analysunderlaget omfattar dock främst flyktiga organiska ämnen.

Uppmätta halter i jord ligger i samtliga fall under de akuttoxiska värden som ges i bilaga 1. Några tydliga akuttoxiska risker föreligger alltså inte på området. Det bör dock påpekas att det stora antalet olika föroreningar i ställvis mycket höga halter gör att akuttoxiska effekter som ett resultat av samtidig exponering av alla dessa ämnen inte kan uteslutas.

Tabell 7.2. Antal jordprov överstigande de platsspecifika riktvärdena.

Ämne/ämnesgrupp	Totalt antal prov	Antal prov överstigande riktvärden med avseende på		
		Hälsa	Ytvatten	Markmiljö
Arsenik	76	9	0	5
Barium	65	0	6	6
Bly	89	9	20	27
Kadmium	76	0	9	3
Kobolt	73	0	7	0
Koppar	76	0	14	14
Krom (III)	76	0	2	9
Kvicksilver	76	0	12	7
Nickel	73	0	0	3
Vanadin	73	0	11	1
Zink	76	0	8	14
PCB	75	12	14	1
Dioxin (WHO TEQ)	13	3	7	1
PAH canc	90	6	1	1
PAH-övriga	90	0	8	1
Bensen	60	0	0	0
Toluen	60	0	0	0
Etylbensen	60	0	0	0
Xylen	60	0	3	0
Alifater >C6-8	48	0	1	2

Ämne/ämnesgrupp	Totalt antal prov	Antal prov överstigande riktvärden med avseende på		
		Hälsa	Ytvatten	Markmiljö
Alifater >C8-10	48	0	1	1
Alifater >C10-12	77	0	0	3
Alifater >C12-16	77	0	0	5
Alifater >C16-35	79	0	0	41
Aromater >C8-C10	50	1	6	6
Aromater >C10-C35	16	0	0	0

7.4.2 Risk för markmiljön

Riktvärdena för markmiljön gäller för ytjorden (0-1 m). I jämförelse med hälsoriskerna omfattar risken för markmiljön väsentligt fler ämnen och halterna överskrider kritiska koncentrationer mer frekvent. De dominerande riskämnena utgörs av alifater >C16-C35, där riktvärdet överskrids i 41 av 79 jordprov (52%), och bly, där riktvärdena överskrids i 27 av 89 jordprov (30%). I övrigt utgör främst koppar och zink möjliga miljörisker, där riktvärdena överskrids i 14 av 76 jordprov (18%) för båda metallerna.

7.4.3 Risk för ytvatten

Riktvärdena för ytvatten är desamma oavsett jorddjup. Riskbilden för ytvatten styrs framför allt av bly, koppar, kvicksilver, vanadin, och PCB. Riktvärdena för dessa ämnen överskrids i 15-20% av proven. Riktvärdena för xylén och aromater >C8-C10 överskrids endast i enstaka punkter, men dessa ämnen är förhållandevis mobila och kan därför utgöra en potentiellt större risk än metallerna åtminstone i ett kortare tidsperspektiv.

Riktvärdena för ytvatten är baserade på baklängesberäkningar, där utgångspunkten är ytvattenvattenkriterier som inte bör överskridas för att skadliga påverkan i ytvattnet ska uppstå. I beräkningarna antas en spädningsfaktor mellan porvattnet och det aktuella ytvattnet, som i det aktuella fallet är vald till 30. Vidare ingår antaganden om en viss fördelningsfaktor mellan halt i fast fas och vattenfas för varje ämne eller ämnesgrupp. Om en direkt jämförelse görs mellan uppmätta halter i grundvattnet delad med utspädningsfaktorn och ytvattenkriterierna kan riskbilden kompletteras. I Tabell 7.3 görs en jämförelse mellan uppmätta maxhalter i grundvattnet (enligt Tabell

6.9 och Tabell 6.10) delade med utspädningsfaktorn och ytvattenkriterierna för de ämnen där de platsspecifika riktvärdena med avseende på ytvatten överskrids i fler än enstaka prov (enligt Tabell 7.2).

Som framgår av tabellen är det framför allt kobolt, dioxiner och xylener som utgör potentiella riskämnen med detta betraktelsesätt. Det bör betonas att för dioxiner finns dock endast en grundvattenanalys.

Tabell 7.3. Jämförelse av medelhalter metaller i grundvatten med ytvattenbaserade kriterier från Textbilaga 1. Halter i µg/l utom dioxin.

Ämne/ämnegrupp	Maxhalt (M)	M/30	Ytvattenkriterium
Barium	403	13	19
Bly	16	0,53	2
Kadmium	0,6	0,02	0,05
Kobolt	44	1,5	0,6
Koppar	14	0,47	2
Kviksilver	<0,1	<0,003	0,026
Vanadin	7,9	0,26	0,6
Zink	390	13	30
PCB	e.d.	-	0,001
PAH övriga	e.d.	-	0,001
Dioxin (ng/l)	0,01	0,0003	0,00005
Xylen	1800	60	10
Aromater >C8-C10	550	18	30

7.4.4 Riskkartor

I figur Figur 7.1 och Figur 7.2 redovisas riskkartor för de två dominerande föroreningarna bly och alifater >C16-C35. På kartorna anges de områden där de platsspecifika riktvärdena för dessa ämnen (150 respektive 100 mg/kg) överskrids med 80% sannolikhet.



Figur 7.1. Riskkarta för bly. Det gråa fältet visar det område där halten av bly överstiger det platsspecifika riktvärdet (150 mg/kg) med 80% sannolikhet.



Figur 7.2. Riskkarta för C16 – C35 alifater. Det gråa fältet visar det område där halten av C16 – C35 alifater överstiger det platsspecifika riktvärdet (100 mg/kg på djup <1 m) med 80% sannolikhet.

ra02s 2005-11-11

7.5 Bedömning av hälso- och miljörisker i dagsläget

7.5.1 Jord

Föroreningarna inom fastigheten är till stor del koncentrerade till de allra ytligaste jordlagren (<0,5 m) och människor som vistas där kan direktexponeras mot den förorenade jorden. Akuttoxiska halter av föroreningar har dock inte påvisats i ytjorden.

Förekomsten av arsenik, bly PCB och cancerframkallande PAH-ämnen utgör möjliga hälsorisker genom intag av jord och intag av bär och svamp som eventuellt växer inom fastigheten. Även dioxin utgör ställvis ett allvarligt hälsoproblem där både intag av bär och svamp men även direktkontakt med jord och hudkontakt är de viktigaste exponeringsvägarna.

Sannolikt är markmiljösystemet kraftigt stört av förekomsten av framför allt oljekolväten (alifater >C16-C35), bly och koppar i ytjorden. Förekomsten av kala fläckar ger också klara indikationer på detta förhållande.

7.5.2 Grundvatten

Det föreligger möjlig risk för skadlig påverkan på den närbelägna bäcken genom uttransport av förorenat grundvatten. Möjliga riskämnen omfattar lösningsmedelsämnen (aromater >C8-C10, xylene och en rad ej identifierade ämnen), PCB, PAH och dioxiner samt en rad metaller såsom bly, koppar, kobolt, kvicksilver och vanadin.

Risk för påverkan på bäcken föreligger främst vid höga grundvattennivåer, då grundvatten från fastigheten kan dräneras direkt ut i diket som löper väster om fastigheten.

Vid normala och låga grundvattennivåer sker transporten av föroreningar under längre sträcka innan det når bäcken. Genom fastläggning och nedbrytning sker haltreduktion i grundvattnet som medför att bäcken i dagsläget sannolikt inte är påverkad i skadliga halter genom denna uttransport.

BTEX ämnen och liknande substanser utgör ofta mycket goda kol-källor för mikroorganismer i grundvatten vilket innebär att biologisk nedbrytning av dessa är vanligt förekommande. Detta bekräftas av att mycket lägre halter av BTEX och aromater >C8-C10 uppmätts 15 – 40 m nedströms fastigheten jämfört med halterna inom fastigheten.

Även mätningar av syre och metanhalter indikerar att biologisk nedbrytning pågår i grundvattnet.

Vad gäller metaller så bryts de inte ner men däremot fastläggs de i den fasta fasen vid grundvattentransport till bäcken. Detta innebär likväl endast en fördröjning av transporten och inte ett förhindrande av denna.

7.5.3 Dricksvattentäkt på fastigheten Kylhult 1:403

Vattentäkten på grannfastigheten Kylhult 1:403 bedöms inte vara påverkad av föroreningar i dagsläget.

7.6 Bedömning av hälso- och miljörisker i framtiden

I följande avsnitt beskrivs vilka risker som kan komma att bli aktuella vid den planerade markanvändningen om inga åtgärder vidtas.

7.6.1 Jord

Riskbilden vid den framtida markanvändningen skiljer sig inte signifikant från riskerna vid dagens markanvändning och föroreningssituation. En viss ökning av riskerna kan dock förväntas då området fram till idag setts som en f.d. industritomt, men det vid den planerade markanvändningen kommer att ses mer som ett naturområde och sannolikt besökas mer frekvent.

Även om markfunktionen i dagsläget är störd, är det inte omöjligt att ekosystemen anpassas, eller redan i viss mån har anpassats, till föroreningsnivåerna. Således behöver det inte vara så att den önskade markfunktionen äventyras om ingen sanering sker. Dock är det mycket sannolikt att markekosystemet kommer att vara stört även i framtiden om inga åtgärder sker.

7.6.2 Grundvatten

Även för grundvattnet bedöms riskbilden vara ungefär densamma vid den framtida markanvändningen. Ett fortsatt utläckage av föroreningar kommer att ske främst genom bräddning till diket och vidare till bäcken. Spridningen av föroreningar till området väster om området kommer att fortgå med sannolikt långsamt ökande halter i grundvattnet av metaller och organiska ämnen med lägre mobilitet (t.ex. PCB, PAH och dioxiner) som följd. De mer mobila organiska ämnena (xylen och aromater >C8-C10 och andra lösningsmedelsämnen) kan

möjligtvis komma att spridas över större områden nedströms fastigheten, men kan också vara möjligt att denna spridning redan i dag nått sitt maximum genom naturlig nedbrytning.

7.6.3 Dricksvattentäkt på fastigheten Kylhult 1:403

Eventuell framtida påverkan på vattentäkten på grannfastigheten Kylhult 1:403 är svårbedömd. Om uttaget ur brunnen ökar kan tillrinningsområdet komma att utökas och möjligtvis beröra större delar av de förorenade områdena inom Kylhult 1:341 med risk för påverkan av framför allt mobila organiska ämnena (xylene och aromater >C8-C10 och andra lösningsmedelsämnen).

7.7 Risker på lång sikt

Föroreningar med även låg mobilitet (metaller och stabila organiska föreningar) lakas ut ur jordlagren inom fastigheten. Urlakningen sker långsamt, men på lång sikt medför detta en ökad föroreningsbelastning på grundvattnet nedströms fastigheten. Vidare föreligger risk för spridning av föroreningarna till bäcken och Lagan.

Sannolikt uppstår inte hälsofarliga nivåer i Lagan på grund av den stora utspädningen och de förhållandevis måttliga föroreningsmängderna inom fastigheten. Den sammantagna belastningen på ån kan dock på lång sikt komma att öka den antropogena bakgrundsnivån i sediment och biota och kan medföra att människor i högre grad utsätts för föroreningar genom förtäring av fisk och skaldjur.

Spridning av föroreningar från området förväntas inte leda till halter i ytvatten som är skadliga för det akvatiska ekosystemet. Flera föroreningskällor bidrar dock till den totala belastningen i recipienten, och på sikt är det önskvärt att belastningen minskar.

7.8 Samlad bedömning av risker och behov av riskreduktion

Akuttoxiska halter förekommer inte inom området. Däremot förekommer sådana halter i ytjorden (i huvudsak ner till ca 0,5 m djup) att markmiljön påverkas och möjligtvis också människors hälsa på lång sikt. Eftersom grundvattnet fluktuerar kraftigt och periodvis har kontakt med ytjorden innebär detta att de mycket höga halterna i ytjorden även innebär risker för närliggande ytvatten. Därför krävs åtgärder av den ytliga jorden inom området för att eliminera hälso- och miljörisker.

I djupare jordlager (>1 m djup) återfinns framförallt tyngre oljekolväten (alifater >C16 – C35) och lättare aromatiska kolväten (xylener och aromater >C8-C10) ställvis inom fastigheten. Dessa djupare belägna föroreningar utgör inte någon större hälsorisk. Inte heller marklevande organismer påverkas i någon högre grad av dem.

Oljekolvätena utgör inte heller någon risk för ytvattenlevande organismer, främst för att de fastläggs vid grundvattentransport från området. Det kan ändå vara lämpligt att ställvis åtgärda förekomsten av dessa ämnen på större djup därför att de indikerar förekomst av andra riskämnen (såsom PCB och möjligtvis dioxiner) samt att omblandning jord kan ske på lång sikt.

Föroreningar av lösningsmedelsämnen utgör en möjlig risk för ytvattenlevande organismer, då bräddning tidvis sker av förorenat grundvatten till diket väster om fastigheten och vidare till bäcken. Åtgärder bör därför utföras för att säkerställa att spridning inte sker eller att den minskar.

Grundvattnet nedströms fastigheten är påverkat av lösningsmedelsämnen, men eftersom grundvattnet saknar skyddsvärde bedöms särskilda åtgärder som syftar till att reducera halterna inom plymen inte erfordras.

Dricksvattenbrunnen på grannfastigheten Kylhult 1:403 bedöms inte vara påverkad i dagsläget, men risken för eventuell framtida påverkan är svårbedömd.

Riskreduktionsbehovet vad gäller föroreningar i grundvatten på lång sikt omfattar främst att reducera källan till spridning. Spridningen är dock långsam och åtgärder bedöms inte vara akuta.

8 Åtgärdsutredning

8.1 Inledning

Markaryds kommun, har som grundläggande krav på åtgärder för Kylhultområdet, angivit att åtgärderna på ett kostnadseffektivt sätt ska reducera den hälso- och miljörisk det förorenade området innebär till godtagbar nivå, med avsikten att området ska kunna användas som skogsmark utan inskränkningar i det allemansrättsliga. Detta kan dock innebära vissa inskränkningar i hur marken får användas. T.ex. säkerställer inte åtgärderna att fastigheten Kylhult 1:341 utan risk kan användas för bostadsbebyggelse samt att grundvattnet inom och nedströms fastigheten inte utan risk kan användas för konsumtion.

De övergripande åtgärds målen framgår av kapitel 7.2.3.

De övergripande åtgärds målen kan uppnås om de platsspecifika riktvärdena enligt kapitel 7.3 innehålls. De föroreningar som bedöms styra åtgärderna är bly, alifater >C16-C35, xylene samt aromater >C8-C10. I kapitel 8.2 redovisas inom vilka ytor och volymer som riktvärdena bedöms överskridas och som därmed kan komma att omfattas av åtgärder.

Åtgärdsutredningen omfattar i övrigt:

- en genomgång och identifiering av möjliga generella åtgärdsstrategier
- en genomgång och identifiering av möjliga åtgärds metoder inom möjliga strategialternativ
- en sammanställning och beskrivning av åtgärdsalternativ, som kan bestå av en kombination av möjliga metoder
- en värdering av åtgärdsalternativen med förslag till alternativ (s.k. riskvärdering)

Slutligen kommenteras möjliga åtgärder beträffande dricksvattenbrunnen på grannfastigheten Kylhult 1:403.

8.2 Avgränsning av föroreningarna

Föroreningsbilden kännetecknas av en blandning av riskämnen med olika spridningsegenskaper. Vidare har föroreningarna mobiliserats

och spridits i omgivningen på flera olika platser inom fastigheten. Detta ger sammantaget en komplex föroreningsbild. Kännetecknande för denna är dock att flera av riskämnena, framför allt tungmetaller och organiska ämnen med låg mobilitet såsom dioxiner, PAH och PCB, finns koncentrerade till jordlagrens ytskikt (< 0,5 m djup), men det förekommer även ställvis föroreningar som trängt ner till större djup (1-2 m) av framför allt oljor och flyktiga samt vattenlösliga organiska ämnen.

Fältundersökningarna som utförts inom ramen för denna huvudstudie har syftat till att avgränsa påträffade föroreningar i plan och profil. En god avgränsning har kunnat erhållas av de ytliga, mindre vattenlösliga föroreningarna, främst av tungmetaller. Som underlag för denna avgränsning ligger förutom laboratorieanalyser också en stor mängd röntgenfluorescensanalyser av bly, som visar en god korrelation med laboratorieanalyser av bly, som i sin tur visar en mycket god korrelation med flertalet övriga tungmetaller. Även den ytliga fördelningen av tyngre oljefraktioner, som i sin tur uppvisar en god samvariation med PCB och cancerogena PAH, är också väl kartlagd.

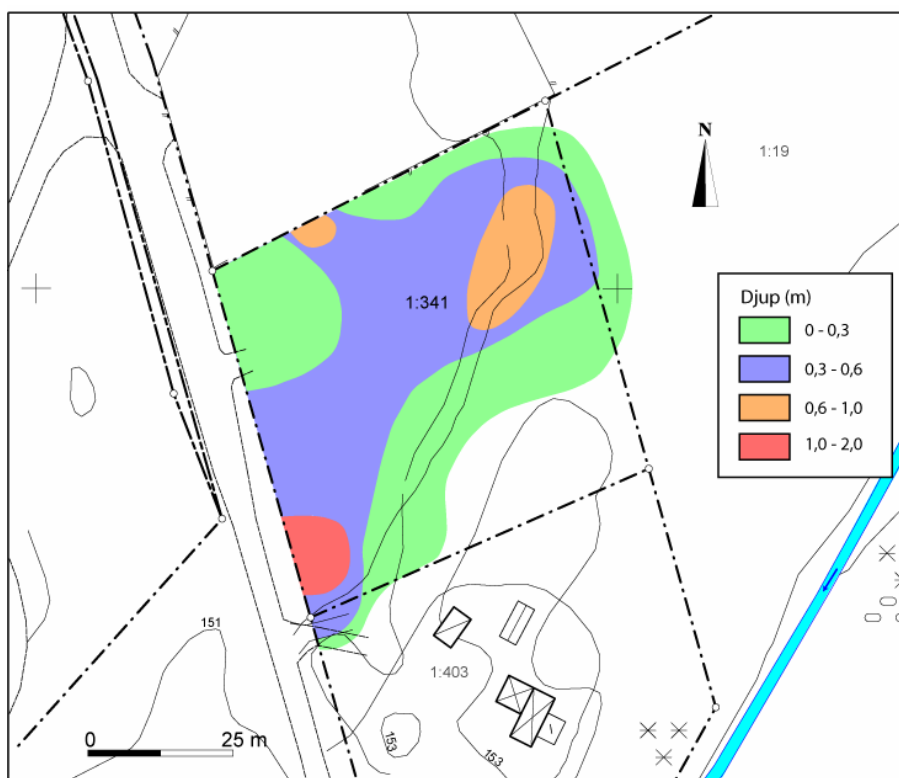
Dioxin, som utgör ett av de riskämnena som förväntas förekomma främst i ytliga jordlager, har analyserats endast i ett fåtal prov varför en mer detaljerad bild av fördelningen inom området inte har kunnat redovisas.

De djupare proven (>1 m) har framför allt undersökts med avseende på flyktiga organiska ämnen (mer vattenlösliga kolväten). Som indikator på denna typ av föroreningar har fotojonisationsmätningar utförts i ett stort antal prov. Utbredningen bedöms vara tämligen kartlagd. Dock har inte provtagning kunnat utföras i jordlagren under vägen väster om området, där det inte helt kan uteslutas att även jordlagren kan vara påverkade av dessa ämnen.

Oljor kan ställvis ha påverkat djupare jordlager. Okulära observationer och luktoobservationer tyder dock inte på någon mer omfattande påverkan på större djup (>1 m). Endast ett mindre antal djupare prov har analyserats med avseende på oljefraktioner, varför den faktiska utbredningen är osäker.

Påverkan av föroreningar i grundvattnet är väl dokumenterad genom de provtagningar och analyser som utförts. Riskämnena utgörs framför allt av aromatiska kolväten. Utförda screeninganalyser i fält visar dock att grundvattnet är påverkat av en rad ämnen som inte kan kvantifieras genom de standardanalyser som utförts.

Med utgångspunkt från riskkartorna (Figur 7.1 och Figur 7.2) och analysresultaten har en samlad utbredningskarta för förorenad jord upprättats (Figur 8.1). Kartan visar bedömd utbredning och djup för de områden där platsspecifika riktvärdena för bly och/eller alifater >C16-C35 (150 respektive 100 mg/kg) överskrids (gröna, blå och gula områden). Vidare redovisas ett område (rött) där de platsspecifika riktvärdena för flyktiga organiska föreningar (BTEX och aromater >C8-C10) bedöms överskridas.



Figur 8.1. Bedömt djup och utbredning av förorenad jord.

Bedömda volymer redovisas i Tabell 8.1, där även en osäkerhetspost tagits upp för att täcka in framför allt djupare belägna massor som inte kunnat lokaliseras eller avgränsas vid undersökningarna.

Tabell 8.1. Bedömda volymer förorenade massor.

Djupintervall (mumy)	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Dominerande föroreningar
0-0,3	3 700	1 110	Metaller och oljor
0,3-0,6	2 100	630	Oljor
0,6-1	400	160	Oljor
1-2	100	100	Flyktiga organiska ämnen
Osäkerhetspost >0,6 m		300	Oljor och flyktiga organiska ämnen
Totalt		2 300	

8.3 Generella åtgärdsstrategier

8.3.1 Allmänt

Efterbehandlingsåtgärder kan delas in i följande generella åtgärdsstrategier:

- ingen åtgärd
- administrativa skyddsåtgärder
- tekniska skyddsåtgärder
- långtidsuppföljning
- övervakad naturlig reduktion
- inneslutning
- massreduktion

Diskussionen beträffande alternativa strategier förs med utgångspunkt från dels åtgärds målen enligt kapitel 7.2.3, dels de påvisade föroreningarna: metall- och oljeföroreningar (huvudsakligen ytliga föroreningar) samt mer flyktiga och vattenlösliga föroreningar huvudsakligen belägna i grundvattenzonen (BTEX ämnen, C8-C10 aromater och lättare alifater).

8.3.2 Identifiering av alternativ

Ingen åtgärd. Detta alternativ (nollalternativet) bör bedömas för att avgöra om åtgärds målen kan uppnås vid rådande förhållanden. Om det kan påvisas att det inte föreligger risk för människors hälsa och miljön vid nuvarande förhållanden och att åtgärds målen uppnås även om inga åtgärder genomförs, kan detta vara ett tänkbart alternativ.

Åtgärds mål 1 kan inte uppnås till fullo med detta alternativ, eftersom inga åtgärder görs med avseende de ytliga metall- och oljeföroreningarna. De djupare belägna föroreningarna av aromatiska kolväten bedöms inte innebära inskränkningar i möjligheterna att nyttja området på avsett sätt, varför kvarlämnade av dessa föroreningar (alltså ingen åtgärd) inte skulle strida mot åtgärds målet.

Åtgärds mål 2 kan inte uppnås till fullo (minskning av belastningen grundvattnet), men möjligtvis kan fördjupade utredningar visa att den framtida föroreningsbelastningen på ytvatten inte leder till begränsningar i möjligheten att nyttja dessa för till exempel rekreation (bad, fiske etc.) eller till bevattning.

Alternativet "ingen åtgärd" kan således övervägas vad gäller föroreningar som belastar grundvattnet, men det erfordras då fördjupade undersökningar som tydligt klarlägger att risker inte föreligger i dagsläget och i framtiden. Eftersom grundvattenuttag sker inom grannfastigheten, måste bevisskraven vara höga.

Eftersom åtgärds mål 1 inte nås samtidigt som det blir svårt att nå åtgärds mål 2 bedöms "ingen åtgärd" inte vara ett realistiskt alternativ.

Administrativa skyddsåtgärder. Denna kategori av åtgärder omfattar skydd mot exponering genom administrativa åtgärder (såsom tillträdesbegränsningar och restriktioner i markanvändning eller grundvattenuttag), som förhindrar verksamhet som kan medföra oacceptabla risker. Sådana åtgärder används vanligtvis i kombination med andra insatser som beskrivs nedan. De administrativa åtgärderna angriper inte föroreningen eller dess spridning i sig, men kan skydda omgivningen för exponering.

Eftersom planerade åtgärder inte syftar till att åstadkomma en så långt gående efterbehandling att området kan anses lämpat för bostadsändamål förutsätts att någon form av restriktioner vidtas för att begränsa eller förhindra byggnation på fastigheten samt för att förhindra eventuellt framtida grundvattenuttag inom fastigheten eller nedströms densamma.

Administrativa skyddsåtgärder som enbart omfattar tillträdesbegränsningar leder inte till att något av ovan nämnda åtgärds mål kan uppnås. Denna typ av insats är därför inte aktuell.

Tekniska skyddsåtgärder. Denna kategori av åtgärder omfattar åtgärder för att skydda omgivningen mot exponering. Exempel på åtgärder är skydd av inomhusmiljön mot skadliga halter av flyktiga ämnen, genom ventilation under en bottenplatta eller behandling av förorenat dricksvatten. Åtgärderna angriper inte föroreningen eller dess spridning i sig, men kan skydda omgivningen för exponering.

En teknisk skyddsåtgärd som kan vidtas är att förse vattentäkten på grannfastigheten med anpassad reningsutrustning för behandling av dricksvatten. Utförda provtagningar tyder dock inte på att behov av detta föreligger, men åtgärden kan aktualiseras om uppföljning av vattenbeskaffenheten senare visar att påverkan kan befaras.

Tekniska skyddsåtgärder för skydd av inomhusmiljön i hus på angränsade fastighet erfordras inte, eftersom risk för inträngning av flyktiga ämnen inte föreligger.

Långtidsuppföljning. Denna strategi bygger på långtidsuppföljning av grundvatten eller ytvatten för att bekräfta att åtgärds målen uppfylls i ett långt tidsperspektiv. Långtidsuppföljning väljs sällan som enda åtgärd utan vanligtvis i kombination med andra åtgärd, t.ex. när inte fullständig sanering kan genomföras.

Långtidsuppföljning räcker inte som enda insats för att något av ovan nämnda åtgärds mål ska kunna uppnås. Uppföljning av grundvattenbeskaffenheten kan dock vara aktuell om inga eller endast begränsade åtgärder utförs för att minska föroreningsmängderna och halterna i grundvattnet.

Övervakad naturlig nedbrytning. Denna åtgärdsstrategi baseras på att naturliga processer, såsom bionedbrytning, sorption, förångning och utspädning (dispersion), reducerar koncentrationer och risker över tiden. Ett val av övervakad naturlig nedbrytning som åtgärdsinsats medför behov av långtidsuppföljning för att bekräfta att processerna fortgår så att åtgärds målen uppnås. Medan man vid långtidsuppföljning samlar in och bedömer endast data rörande riskämnena, omfattar övervakad naturlig nedbrytning också att en rad redox- och geokemiska parametrar undersöks och följs upp för att kvantifiera i vilken omfattning naturliga processer medverkar till att åtgärds målen kan uppnås.

Denna åtgärdsstrategi leder inte till att åtgärds mål 1 enligt ovan kan uppnås, eftersom riskämnena i området till stor del utgörs av metaller som dessutom till stor del förekommer nära markytan.

För föroreningar av aromatiska kolväten i grundvattnet kan naturlig övervakad naturlig nedbrytning dock vara en tänkbar kompletterande åtgärd till sanering av källföroreningarna inom området. Eftersom grundvattnet kan påverka ytvattnet samtidigt som åtgärds mål 2 anger att belastningen på grundvattnet skall minska är övervakad naturlig nedbrytning en möjlig strategi. I nuläget anses den inte tillföra tillräckligt mycket riskreduktion för att beaktas i den fortsatta åtgärdsutredningen. Den bör dock finnas i åtanke framöver.

Inneslutning. Denna åtgärdsstrategi omfattar fysiska åtgärder för att styra eller minska föroreningsspridningen och/eller begränsa tillgängligheten till föroreningarna i sådan omfattning att åtgärds målen kan uppnås. Detta innefattar således inte behandling av föroreningarna.

Inneslutning kan antingen ske som fysisk eller hydraulisk inneslutning. Fysisk inneslutning innebär att föroreningarna inkapslas på plats med tät övertäckning kombinerad med tätspont eller annan tät barriär i grundvattnet för att förhindra spridning. Hydraulisk inneslutning innebär att föroreningsspridning förhindras eller begränsas genom pumpning och behandling av grundvatten.

Fysisk inneslutning medför att en väsentlig riskreduktion kan uppnås, men åtgärden ger inte möjlighet att använda området som skogsmark och uppfyller därför inte åtgärds mål 1 enligt ovan.

Hydraulisk inneslutning medför att en väsentlig riskreduktion kan uppnås vad gäller påverkan på bäcken om det förorenade grundvattnet kan samlas upp innan det når ytvattnet. Åtgärds mål 2 enligt ovan kan därmed uppfyllas, men inte åtgärds mål 1. Pumpning och behandling medför vanligtvis ingen väsentlig massreduktion varför åtgärden måste pågå under lång tid (flera år eller decennier) för att effekten ska kunna upprätthållas. Av detta skäl övervägs inte pumpning och behandling som åtgärds metod.

Massreduktion. Denna åtgärdskategori inbegriper reduktion av föroreningsmängden genom antingen in situ-behandling (vilket innebär behandling på plats utan föregående upprävnig) eller fysisk massreduktion med efterföljande ex situ-behandling (vilket innebär behandling eller deponering efter uppgrävning), tills åtgärds målen uppnås.

Genom åtgärder som syftar till massreduktion av föroreningar i yttjorden kan väsentlig riskreduktion uppnås, och därmed kan både åtgärds mål 1 och 2 enligt ovan uppfyllas. Eftersom de yttliga föroreningarna till stor del består av metaller, som inte är destruerbara, kan effektiv massreduktion dock endast åstadkommas genom urgrävning och externt omhändertagande av de förorenade massorna. Förekomsten av metaller medför att in situ-behandling för destruktion av organiska föroreningar i yttjorden inte medför någon väsentlig riskreduktion, eftersom metaller är ej destruerbara vilket innebär att de finns kvar efter behandlingen.

För föroreningar i grundvattnet kan olika former av insatser göras för att åstadkomma massreduktion, som i sin tur leder till olika grad av riskreduktion med avseende på bäcken. Åtgärderna kan inriktas på enbart källområdena eller källområdena och föroreningsplymen. Källområdena som består av ansamlingar av aromatiska kolväten inom fastigheten kan saneras genom urschaktning av den förorenade jorden eller olika former av in situ-behandling. Inom plymen kan endast olika former av in situ-behandling användas för massreduktion. Åtgärder inom plymen får dock anses vara mindre relevanta eftersom sådana är resurskrävande samtidigt som reduktion av källområden bedöms vara tillräckliga för att uppnå åtgärds mål 2.

8.3.3 Möjliga strategier

Med hänsyn till föroreningsbilden kan följande alternativa generella åtgärdsstrategier identifieras för att åtgärds målen enligt kapitel 7.2.3 ska uppnås. Uppdelning görs på metall- och oljeföroreningar samt föroreningar av aromatiska kolväten.

Som kompletterande strategi förutsätts att någon form av restriktioner vidtas för att begränsa eller förhindra byggnation på fastigheten samt för att förhindra eventuellt framtida grundvattenuttag inom fastigheten eller nedströms densamma.

8.3.3.1 Metaller och mindre vattenlösliga kolväten

Metaller och mindre vattenlösliga organiska ämnen (oljekolväten, PAH, PCB och dioxin) förekommer främst i ytjorden (ner till ca 1 m djup, lokalt djupare vad gäller oljekolväten) och till stor del blandat.

Den enda typ av åtgärdsstrategi som leder till att åtgärds mål 1 uppnås är massreduktion genom urschaktning och ett externt omhändertagande av föroreningarna. Åtgärden medför att åtgärds mål 2 säkerställs på lång sikt genom att huvuddelen av föroreningarna avlägsnas.

Om sanering sker till föroreningsnivåer som motsvarar de platsspecifika riktvärdena bedöms inte långtidsuppföljning erfordras.

8.3.3.2 Föroreningar av mer vattenlösliga kolväten

Föroreningar av mer vattenlösliga kolväten, främst BTEX, >C8-C10 aromater och >C8-C10 alifater, förekommer främst i djupare jordlager.

Förekomsten av dessa föroreningar bedöms inte inkräkta på åtgärds mål 1. För att möta åtgärds mål 2 bedöms massreduktion, antingen genom urgrävning och/eller in situ-sanering av källföroreningarna, utgöra enda alternativ.

Som kompletterande åtgärdsinsats bör långtidsuppföljning av grundvattenbeskaffenheten övervägas för att verifiera resultatet av utförda åtgärder.

8.4 Åtgärds metoder

Med utgångspunkt från de olika strategier som identifierats och bedömts i föregående kapitel diskuterats olika åtgärds metoder för hantering av metall- och oljeföroreningar samt föroreningar av aromatiska kolväten i det följande kapitlet.

8.4.1 Metaller och mindre vattenlösliga ämnen

Efterbehandling av metall- och oljeförorenade massor förutsätts ske genom urschaktning och externt omhändertagande.

Eftersom de metall- och oljeförorenade massorna är belägna i huvudsak ytligt (ner till 1 m) bedöms schaktningen inte innebära några större problem. En förutsättning är dock att arbetena utförs vid tid-

punkt när grundvattennivåerna är normala eller låga. Vid höga vattennivåer kommer stora delar av schakten att nå ner under grundvattentytan, vilket försvårar arbetet avsevärt.

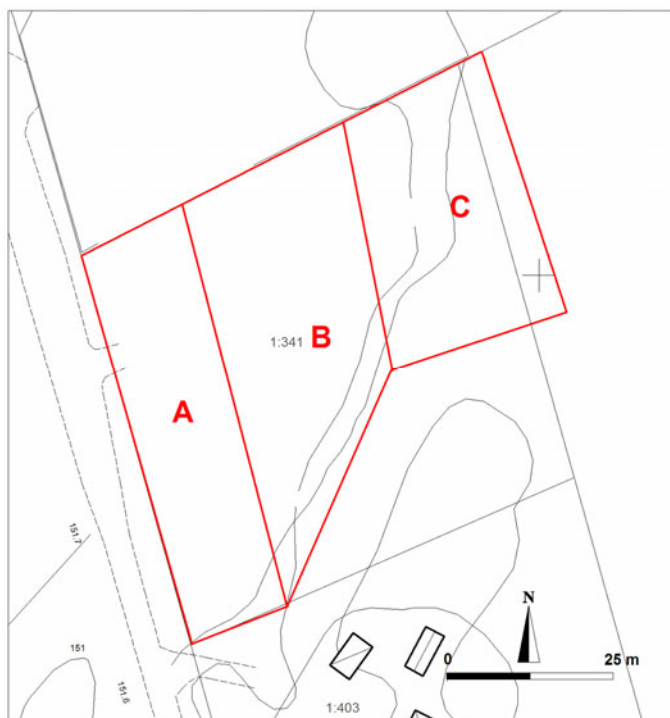
Behovet av ett externt omhändertagande styrs av metallföroreningarna, eftersom de inte kan destrueras och då en lokal deponi på platsen inte är aktuell (på grund av planerad markanvändning). Den metallförorenade jorden är således predestinerad för extern deponering.

Vad gäller oljeföroreningar finns olika destruktionsmetoder att tillgå, men på grund av att oljan domineras av tyngre oljefraktioner och dessutom innehåller andra svårbehandlade ämnen som PCB, PAH och dioxiner, torde en effektiv behandling vara begränsad till termisk behandling, exempelvis termisk destruktion, där den förorenade jorden upphettas till 400-500°C varvid föroreningarna förångas och därefter behandlas i efterbrännkammare. Tekniken är etablerad och behandlingsanläggningar finns i Sverige.

Eftersom oljeföroreningarna förekommer till stor del parallellt med metallföroreningarna måste ändå en betydande del av eventuellt behandlade massor deponeras. Volymen oljeförorenade massor är emellertid större än volymen metallförorenade på grund av dels större areell utbredning dels större djupnedträngning, men det är i dagsläget oklart om det är praktiskt möjligt och ekonomiskt rimligt att utföra en separering av massorna vid urschaktningen.

Om behandling av de oljeförorenade massorna kan komma att aktualiseras bör behandling ske på annan plats, eftersom aktuella behandlingsvolymerna är för små för att kunna bära kostnaderna för etablering av kvalificerad behandlingsutrustning på platsen.

För att klargöra förutsättningarna för deponering av uppschaktad jord har samlingsprov på ytjorden tagits ut inom området för undersökning av dess lakningsegenskaper. Prov togs inom tre delområden (A, B, C – Figur 8.2), och varje prov bestod av 6-7 delprov tagna från 0-0,5 m djup.



Figur 8.2. Områdets uppdelning i delområden A, B och C

Samlingsproven analyserades på laboratorium med avseende på metaller, semivolatila ämnen och dioxiner. Dessutom utfördes lakningstester genom s.k. skaktest vid spädningsförhållandet L/S=10. Även kornfördelningsanalyser utfördes genom siktnig. Resultaten har sammanställts i Tabell 8.2.

Tabell 8.2. Totalanalys av samlingsproven ("Totalt") samt resultat av lakningstester ("Lakbart"). Halter av dioxiner i ng/kg, glödförlust och TOC i % TS, övriga i mg/kg TS, e.d. – ej detekterat.

Ämne/ämnegrupp	Saml prov A		Saml prov B		Saml prov C	
	Totalt	Lakbart	Totalt	Lakbart	Totalt	Lakbart
Arsenik	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
Barium	28	0,09	179	1,9	75,1	1,2
Bly	19	0,024	214	0,16	130	0,068
Kadmium	e.d.	0,001	0,98	0,008	0,19	0,005
Kobolt	3,5	0,005	2,6	0,044	2,7	0,043
Krom	5,6	0,006	10	0,011	18	0,028
Koppar	11	0,092	28	0,21	29	0,24
Kviksilver	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
Molybden	0,7		1,1		0,86	
Nickel	3,9	0,012	4,3	0,04	3,9	0,021
Vanadin	12	0,016	12	0,012	18	0,005
Zink	63	0,26	148	4,0	115	3,5
Glödförlust (GF)	2,4		5,4		7,7	
TOC (beräknad ur GF)	1,4		3,1		4,4	
alifater >C10-C16	e.d.		e.d.		107	
alifater >C16-C35	100		680		880	
klorbensener, summa	e.d.		e.d.		e.d.	
PCB, summa	e.d.		e.d.		e.d.	
PAH, summa 16	e.d.		1,8		e.d.	
PAH, summa canc.	e.d.		0,87		0,17	
PAH, summa övriga	e.d.		0,94		0,39	
Dioxiner (WHO-TEQ)	8,3		12		150	
Övriga organiska ämnen (kvalitativ screeningsanalys)	e.d.		e.d.		X	

X - metylerade bensener och metylerade PAH

De kriterier som avfall ska uppfylla för att kunna deponeras i olika typer av deponier framgår av Naturvårdsverkets föreskrifter för deponering av avfall NFS 2004:10. För avfall som inte genereras regelbundet gäller dels att lakning vid utspädningsförhållandet L/S=10 ska understiga vissa värden (Tabell 8.3) dels att vissa totalhalter inte får överskridas.

Tabell 8.3. Kriterier för avfall enligt NFS 1004:10.

Glödförlust och TOC i % TS, övriga i mg/kg TS.

Ämne	Inert avfall	Ikke farligt	Farligt avfall
	Lakning vid L/S=10		
Arsenik	0,5	2	25
Barium	20	100	300
Kadmium	0,04	1	5
Krom	0,5	10	70
Koppar	2	50	100
Kvicksilver	0,01	0,2	2
Molybden	0,5	10	30
Nickel	0,4	10	40
Bly	0,5	10	50
Zink	4	50	200
	Totalhalt		
TOC	3	5	6
BTEX	6		
PCB	1		
Mineralolja C10-C40	500		
Canc. PAH	10		
Övriga PAH	40		

Som framgår tabellerna överskrider inget av lakningsvärdena för metaller de gränsvärden som gäller för inert avfall. Halten organiskt material och olja överskrider dock gränsvärden för inert avfall, men inte för icke-farligt avfall.

Den urschaktade jorden bedöms således kunna deponeras på deponi för icke farligt avfall.

Någon närmare undersökning av vilka möjliga mottagare som finns för den aktuella jorden har inte undersökts inom ramen för huvudstudien. Denna fråga, liksom villkor som ställs på omhändertagandet, måste klarläggas under en kommande förberedelsefas för efterbehandling av området. Ett antal olika godkända mottagare bedöms dock finnas inom måttliga transportavstånd.

8.4.2 Föroreningar av mer vattenlösliga kolväten

Behandling av jord förorenad av mer vattenlösliga kolväten (t.ex. >C8-C10 aromatiska kolväten och BTEX) kan ske genom:

1. urschaktning och behandling eller deponering externt
2. urschaktning och behandling på plats samt återläggning av behandlad jord
3. in situ-behandling

I **behandlingsalternativ 1** schaktas den förorenade jorden upp och transporteras till godkänd mottagare för behandling alternativt deponering. Behandling kan ske genom strängkompostering eller kompostering i ett slutet system där nedbrytningsprocesserna kan övervakas och styras, och emissionerna kontrolleras.

Kompostering är en väl etablerad behandlingsmetod som ofta används för behandling av bensin- och oljeförorenad jord. Behandlingsresurser finns på flera platser inom måttliga transportavstånd.

Källan till föroreningar i grundvatten finns i huvudsak i anslutning till och under grundvattenytan. Sanering kan utföras antingen utan grundvattenavsänkning eller i torrhet efter det att grundvattenytan avsänkts. Vid grundvattenavsänkning erfordras behandling av uppumpat vatten i oljeavskiljare och i ett efterföljande behandlingssteg, sannolikt filter med granulerat aktivt kol, innan det kan avledas.

Förutom förekomsten av grundvatten utgör närheten till vägen en begränsning och hinder för en schaktsanering eftersom det största och tydligaste källområdet är beläget i nära anslutning till vägen, och möjligtvis också sträcker sig under densamma. Med hänsyn till närheten till vägen bedöms schaktdjupet inte kunna göras större än 2-2,5 m under befintlig markyta. Avkörningsskydd eventuellt kombinerad med breddning av vägen måste anordnas.

På grund av de fysiska hindren är det inte troligt att hela källföroreningen kan saneras, men huvuddelen torde dock vara åtkomlig genom schaktning.

Alternativ 1 bedöms som genomförbart med de begränsningar som angivits ovan och bör beaktas i den fortsatta planeringen.

Behandlingsalternativ 2 innebär urgrävning och behandling på plats samt återläggning av behandlad jord. Behandling utförs lämpligen med samma metod som vid extern behandling, d.v.s. någon form av kompostering.

Schaktningsförändret och de hinder som måste beaktas är desamma som i alternativ 2. För behandlingen erfordras att en behandlingsyta iordningsställs med möjlighet till uppsamling och omhändertagande av lakvatten.

Alternativ 2 bedöms inte som ett realistiskt alternativ, eftersom jordvolymerna är för små (ett hundratal m³) för att kunna motivera uppbyggnad av behandlingsytor och –utrustning och eftersom externa behandlingsresurser finns att tillgå. Alternativet diskuteras därför inte ytterligare.

Behandlingsalternativ 3 innebär att någon form av in situ-behandling genomförs för att antingen driva av föroreningarna från de förorenade jordlagren och därefter destruera dem ex situ (d.v.s. ovan mark) eller destruera föroreningarna in situ.

Eftersom föroreningarna finns under grundvattenytan kan avdrivning ske genom luftinjektion i brunnar eller rör som förlagts under grundvattenytan. De avdrivna föroreningarna som följer med den injekterade luften till jordlagren ovanför grundvattenytan bör samlas upp via uttagsanordningar (brunnar eller rör) i den omättade zonen.

Metoden (som brukar benämnas air sparging) är väl beprövad, men den har klara begränsningar i det aktuella området. Dels är jordlagren heterogent uppbyggda vilket medför luftströmmarna i grundvatten-zonen är svåra att kontrollera och fördela så att effektiv avdrivning erhålls. Vidare är jordlagren ovanför grundvattenytan tunna och effektiv uppsamling av avdrivna gaser kan därför vara svår att uppnå.

Ett alternativt förfarande är att stimulera den biologiska nedbrytningen på plats. Föroreningarna är möjliga att bryta ner biologiskt på motsvarande sätt som vid kompostering, d.v.s. under aeroba (syrerika förhållanden). Troligtvis är tillgången på syre i grundvattnet i dag den begränsande faktorn för nedbrytningshastigheten.

Nedbrytningen kan stimuleras genom injektion av luft på liknande sätt som vid air sparging, men med den skillnaden att väsentligt lägre luftflöden appliceras, eftersom målet inte är att fysiskt driva av föroreningarna utan enbart att upprätthålla lämpligt höga syrehalter i grundvattnet. Ytterligare ett skäl att begränsa lufttillförseln är att avdriv-

ningen inte ska så stor att okontrollerad avgång av föroreningar sker till atmosfären. Metoden brukar benämnas bioluftning eller biosparging.

Lufttillförseln kan ske genom brunnar eller rör som anordnas i grundvattenzonen, men antalet injektionspunkter som behövs är mindre än vid air sparging. Luften appliceras via en fläkt till brunnarna eller rören, som bör vara försedda med individuella anordningar för justering av flöden och tryck.

Istället för att använda injektionsbrunnar så kan syretillförseln också tillgodoses genom att ett syreavgivande ämne injekteras inom och i anslutning till det förorenade området. De medel som använts innehåller kalcium- eller magnesiumperoxider, som långsamt reagerar med vattnet varvid syre frigörs. Den syreavgivande effekten kan kvarstå upp till ca ett år. Därefter kan förnyad injektering utföras om inte effekten blivit den avsedda.

För de båda sistnämnda metoderna finns begränsningar som måste beaktas. Heterogena jordlager kan försvåra behandlingen och om föroreningarna finns bundna till finkorniga skikt har nedbrytningsprocesserna svårt att nå in i dessa. Vidare kan förekomst av fri fas av föroreningar att nedbrytningsprocesserna inhiberas. Utförda mätningar tyder dock inte på att fri fas förekommer i särskilt stor omfattning, men detta bör beaktas inför eventuellt val av någon av metoderna. Ytterligare en faktor som bör beaktas är jordlagrens naturliga syrebehov. Syre kommer att förbrukas inte bara för nedbrytning av föroreningarna utan också för att oxidera eventuellt naturligt förekommande organiskt material och andra reducerade föreningar, framför allt tvåvärt järn. Detta naturliga syrebehov brukar ofta vida överstiga behovet för nedbrytning av föroreningarna.

Både bioluftning och injektion av syreavgivande är väl etablerade metoder. För att slutligt avgöra tillämpbarheten och kostnaderna bör kompletterande undersökningar utföras avseende redoxpåverkande ämnen i grundvattnet och jordlagrens naturliga oxidationsbehov. Även grundvattnets föroreningsinnehåll bör följas upp med fler provtagningar så att variationerna har klarlagts. För bioluftning bör också ett injektionstest utföras för att klarlägga influensradie för syre.

Till skillnad från urgrävning, som är en momentan åtgärd, medför stimulerad nedbrytning att åtgärden måste pågå under en längre tid med uppföljande provtagning av grundvattnet. För bioluftning kan behandlingen behöva fortgå i 1-2 år beroende på vilka behandlings-

resultat som eftersträvas, men denna bedömning är i dagsläget osäker.

Om någon form av stimulerad bionedbrytning övervägs bör ställning tas till om inte övriga delar av fastigheten där grundvattnet är påverkat av aromatiska kolväten också ska behandlas (och således inte bara den sydvästra delen av fastigheten där de högsta halterna i jord påvisats). Det berörda området omfattar ca 1 000 m².

Alternativ 3 bedöms som genomförbart med de begränsningar som angivits ovan och bör beaktas i den fortsatta planeringen.

8.5 Åtgärdsalternativ

I föregående kapitel diskuterades olika åtgärdsmetoder för metall- och oljeförorenad jord samt aromatförorenad jord och grundvatten. Med denna genomgång som grund har två åtgärdsalternativ identifierats (alternativ 1 och 2). Alternativen skiljer sig åt endast beträffande hanteringen av mer vattenlösliga kolväten i grundvattenzonen. Utöver dessa två alternativ diskuteras översiktligt även nollalternativet (alternativ 0) som innebär att inga åtgärder utförs. Åtgärdsalternativen är således följande:

- Alternativ 0: Ingen åtgärd
- Alternativ 1: Urschaktning av förorenad jord med externt omhändertagande
- Alternativ 2: Urschaktning av metall- och oljeförorenad jord med externt omhändertagande samt in situ-behandling av mer vattenlösliga kolväten i grundvatten

8.5.1 Alternativ 0 – Nollalternativet

Nollalternativet innebär att saneringsåtgärder inte vidtas inom fastigheten Kylhult 1:341 och berörda delar av angränsande fastigheter.

8.5.1.1 *Genomförande*

Om alternativet väljs bör varningsskyltar uppsättas vid fastigheten Kylhult 1:341 som anger att fastigheten är förorenad och att området beträds på egen risk.

Ägaren till fastigheten Kylhult 1:341 bör informeras om att fastigheten är starkt förorenad och att schaktningsarbeten inte får utföras samt att fastigheten inte får användas för annat ändamål utan anmälan och erforderliga saneringsarbeten.

Ägarna till fastigheterna Kylhult 1:19 och Kylhult 1:403 bör informeras om att delar av deras fastigheter som gränsar mot Kylhult 1:341 är förorenade samt att schaktningsarbeten inom berörda delar kan betraktas som efterbehandlingsarbeten och är därför anmälningspliktiga.

Ägaren till fastigheten 1:19 bör även informeras om att grundvattnet väster om Kylhult 1:341 är och kommer att förbli förorenat, och att grundvattnet även i framtiden inte kan nyttjas för konsumtion eller bevattning.

8.5.1.2 *Genomförandetid*

Alternativet kräver ingen tid för genomförande annat än administrativ handläggning enligt ovan.

8.5.1.3 *Efterföljande kontroll, underhåll och skötsel*

Efterföljande miljöövervakning genom löpande provtagning och analys av grundvatten och ytvatten torde erfordras under lång tid för kontroll av att inte oacceptabelt stora läckage av föroreningar sker till bäcken.

Visst underhåll erfordras av varningsskyltar och kontrollrör.

Övervakning erfordras att markanvändningen inte ändras samt att grundvattnet inom fastigheten eller nedströms densamma inte nyttjas.

8.5.1.4 *Kostnader*

Kostanden för genomförandet är låga (kostnader för administration).

Löpande kostnader för miljöövervakning och underhåll torde uppgå till 10 – 20 000 kr/år.

8.5.1.5 *Bedömd riskreduktion*

Nollalternativet innebär således, enligt vad som redogörs för i riskbedömningen (kapitel 7), att:

- Hälsoriskerna med föroreningen i det aktuella området kvarstår i samma omfattning som idag genom att människor kan exponeras för föroreningarna i jordlagren genom hudkontakt, intag av jord och intag av bär och växter. Genom varningsskyltar kan dock riskerna reduceras genom att närboende och allmänheten upplyses om riskerna
- Störningarna på markmiljön kvarstår i samma omfattning som idag
- Risk för skadlig påverkan på ytvatten kvarstår och sannolikt ökar med tiden

8.5.1.6 Måluppfyllelse

Åtgärds målen enligt kapitel 7.2.3 uppfylls inte. Nollalternativet innebär således att fastigheten inte kan användas för avsett ändamål, d.v.s. skogsmark utan inskränkningar i det allmänrättsliga.

8.5.2 Alternativ 1 – Urschaktning och externt omhändertagande

8.5.2.1 Metod

Alternativet innebär att förorenad jord med oacceptabelt höga halter av föroreningar schaktas upp och borttransporteras för externt omhändertagande vid godkänd mottagare.

Sättet på vilket massorna omhändertas föreslås hållas öppet till förestående upphandling av entreprenader. Metallförorenade massor bedöms dock behöva deponeras, medan behandling kan komma i fråga för olje- och aromatförorenade massor. Samtliga massor bedöms kunna deponeras på deponi för icke-farligt avfall, utom möjligtvis mindre mängder aromatförorenad jord.

8.5.2.2 Omfattning

Bedömt saneringsområde omfattar ca 3 700 m² med schaktdjup mellan 0,2 och ca 2 m enligt

. Bedömd saneringsvolym uppgår till ca 2 300 m³. Som underlag för denna bedömning ligger förslaget till mätbara åtgärds mål enligt kapitel 7.2.3.

Innan saneringsschaktning påbörjas ska avverkning av träd och sly samt stubbensning utföras, vilket bedöms omfatta halva ytan. Vidare ska arbetsplatsen inhägnas. Hastighetsbegränsning och andra trafik-säkerhetsåtgärder behöver också vidtas.

Saneringsschaktningen utförs i lager om 0,2-0,3 m tjocklek med successiv schaktbottenkontroll ner till jordlager som uppfyller åtgärds-målen. Eftersom utrymmet inom fastigheten är mycket begränsat fordras att omlastningsyta och tillfälligt upplag för urschaktade massor utanför fastigheten. Erforderlig yta (ca 300 – 400 m²) bedöms kunna anordnas inom torvindustrins område (givet att tillstånd fås från fastighetsägarna) ca 100 m väster om saneringsområdet där även arbetsplatskontor lämpligen etableras.

Vid urschaktning av aromatförorenad jord (och ställvis av oljeförorenad jord under grundvattenytan) behöver länshållning ske och länshållningsvattnet omhändertas. Förslagsvis uppsamlas vattnet efter oljeavskiljning i containers och omhändertas av godkänd mottagare.

Efter genomförd sanering ska återfyllnad utföras med rena jordmassor till ursprunglig markyta, d.v.s. med motsvarande mängd som schaktats bort. Vidare bör humuslager påföras och återplantering av träd utföras.

8.5.2.3 Genomförande

Efterbehandlingen omfattar i huvudsak masshantering som inte innebär några större tekniska svårigheter. Följande aspekter måste dock särskilt beaktas:

1. Arbetet måste dock utföras med försiktighet så att spridning av föroreningar inte sker och på sådant sätt att personal på arbetsplatsen och allmänheten skyddas för exponering mot föroreningar

2. Vid schaktning under grundvattenytan kan länshållning behöva ske i schaktgropen så att schaktningen kan utföras i torrhet så långt som möjligt. Länshållningsvattnet måste samlas upp och omhändertas
3. Tillstånd för genomförandet erfordras av berörda fastighetsägare. Åtgärderna berör förutom fastigheten Kylhult 1:341 även två angränsande fastigheter
4. Överenskommelse med berörd fastighetsägare och verksamhetsidkare vid torvindustrin för etablering av omlastningsyta och arbetsplatskontor
5. Trafiken på den angränsande vägen berörs av saneringsarbetena och åtgärder måste vidtas för att säkerställa trafiksäkerheten
6. För genomförande av efterbehandlingen krävs anmälan om efterbehandling av ett förorenat område enligt 28 § förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd

8.5.2.4 *Genomförandetid*

Efterbehandlingsåtgärderna kan genomföras inom en tidsrymd av 2-3 månader.

Åtgärds målen uppnås inom samma tidsrymd.

8.5.2.5 *Efterföljande kontroll, underhåll och skötsel*

Behov av efterföljande miljökontroll eller underhåll och skötsel av det efterbehandlade området bedöms inte föreligga.

Övervakning erfordras att markanvändningen inte ändras samt att grundvattnet inom fastigheten eller nedströms densamma inte nyttjas.

8.5.2.6 *Kostnader*

Kostnaden för genomförandet bedöms uppgå till belopp enligt Tabell 8.4.

Tabell 8.4. Bedömda kostnader för alternativ 1.

Aktivitet	Mängd	Å-pris	Kostnad (Mkr)
Etablering inkl mellanupplag			0,35 - 0,40
Avverkning och röjning inkl omhändertagande av stubbar	2 500 m ²	20 - 30 kr/m ²	0,05 – 0, 08
Saneringsschaktning inkl transport till tillfälligt upplag	2 300 m ³	150 - 200 kr/m ³	0,35 – 0,46
Omhändertagande av förorenat vatten inkl transport	100 m ³	300 – 400 kr/m ³	0,03 - 0,04
Transport till extern mottagare (inom 10 mil)	4 000 ton	100 - 120 kr/ton	0,40 – 0,48
Behandling/deponering	4 000 ton	500 - 600 kr/ton	2,00 - 2,40
Återfyllnad inkl jord	2 300 m ³	100 – 150 kr/m ³	0,23 – 0,35
Återställning	3 700 m ²	20 – 25 kr/m ²	0,07 – 0,09
Projektering och upphandling			0,20 – 0,30
Miljökontrollprogram, anmälningar			0,08 – 0,10
Byggledning			0,20 – 0,25
Referensundersökningar			0,07 – 0,10
Saneringskontroll			0,20 – 0,25
Summa			4,2 – 5,3

Alternativet bedöms kosta 4,2 – 5,3 MSEK exkl moms, varav ca 45-50% utgör kostnader för omhändertagande av de förorenade massorna.

8.5.2.7 *Bedömd riskreduktion*

Åtgärdsalternativet innebär att den nuvarande risken för negativa hälsoeffekter och störningar på markmiljön reduceras till låga och acceptabla nivåer, genom att förorenade massor schaktas upp och ersätts med rena.

Föroreningsens omfattning (mängder och halter) minskar påtagligt och effektivt. Mängden bly bedöms minska med 80-85% och mängden olja räknat som alifater >C16-C35 med 65-70%.

Bortschaktandet av förorenade massor innebär att risken för framtida föroreningsläckage till grundvattnet och närliggande ytvatten reduce-

ras kraftigt, eftersom huvuddelen av föroreningskällan avlägsnas. Grundvattnet kommer dock inom överskådlig tid vara påverkat av aromatiska kolväten och en rad metylerade och etylerade alifater såväl inom fastigheten som nedströms, då åtgärden begränsas till partiell sanering av dessa föroreningar.

Efter genomförda åtgärder kan området användas som skogsmark utan inskränkningar i det allmänrättsliga.

8.5.2.8 Måluppfyllelse

Åtgärds målen enligt kapitel 7.2.3 uppfylls.

8.5.3 Alternativ 2 – Urschaktning och externt omhändertagande samt in situ-behandling av grundvatten

8.5.3.1 Metod

Alternativet innebär att förorenad jord med oacceptabelt höga halter av metall och oljeföroreningar schaktas upp och borttransporteras för externt omhändertagande vid godkänd mottagare samt att förorenat grundvatten behandlas in situ.

Sättet på vilket massorna omhändertas föreslås hållas öppet till förestående upphandling av entreprenader. Metallförorenade massor bedöms dock behöva deponeras, medan behandling kan komma i fråga för oljeförorenade massor. Samtliga massor bedöms kunna deponeras på deponi för icke-farligt avfall.

Föroreningar av kolväten i grundvattenzonen behandlas in situ genom tillsats av oxidationsmedel (luftsyre eller syreavgivande ämnen).

Alternativet är till stora delar alternativ 1, fränsett hanteringen av föroreningar som påverkar grundvatten.

8.5.3.2 Omfattning

Bedömt saneringsområde omfattar ca 3 700 m² med schaktdjup mellan 0,2 och ca 1 m enligt

. Bedömd saneringsvolym uppgår till ca 2 100 m³. Som underlag för denna bedömning ligger förslaget till mätbara åtgärds mål enligt kapitel 7.2.3.

Schaktsaneringen utförs på samma sätt som i alternativ 1 (se kapitel 8.5.2.3), men schaktning på större djup än 1 m utförs endast lokalt och där oljeföroreningar påträffas.

In situ-behandling utförs av förorenat grundvatten inom den västra delen av fastigheten och inom en yta om ca 1 000 m². Inom denna yta utförs behandling antingen genom bioventilation eller genom tillsats av syreavgivande medel (t.ex. ORC[®], Oxygen Release Compound). Luftinjektionsmunstycken för bioventilation installeras så djupt som det är praktiskt möjligt. Injektion eller inblandning av syreavgivande medel utförs från minst 2 m djup och upp till grundvattenytan.

Utformning av ett bioventilationssystem (bl.a. antalet injektionspunkter) och bör bestämmas med stöd av ventilationsförsök. Erforderlig dosering av syreavgivande medel bestäms med stöd av analyser av grundvatten och jord.

8.5.3.3 Genomförande

Samma aspekter rörande genomförandet gäller som i alternativ 1, fränsett att länshållning och hantering av förorenat grundvatten kan reduceras eller helt elimineras.

8.5.3.4 Genomförandetid

Schaktsaneringen samt installationen av en bioventilationsanläggning alternativt injektion av syreavgivande medel kan genomföras inom en tidsrymd av 2-3 månader.

Åtgärds målen avseende metaller och olja kan uppnås inom samma tidsrymd.

Åtgärds mål avseende föroreningar i grundvattenzonen bör lämpligen uttryckas som högsta halter i det grundvatten som dräneras ut från området. Tiden att nå dessa mål kan ta uppskattningsvis 0,5-1 år. För att varaktig effekt ska erhållas kan bioventilationsanläggningen behöva drivas under längre tid, alternativt att kompletterande injektion av syreavgivande medel kan behöva utföras.

8.5.3.5 Efterföljande kontroll, underhåll och skötsel

In situ-behandlingen av förorenat grundvatten kräver efterföljande miljökontroll, men inte schaktsaneringen. Om behandlingen av

grundvattnet sker genom bioventilation erfordras visst underhåll och skötsel av mekaniska delar av behandlingsanläggningen (fläkt och ventiler).

Övervakning erfordras att markanvändningen inte ändras samt att grundvattnet inom fastigheten eller nedströms densamma inte nyttjas.

8.5.3.6 **Kostnader**

Kostnaden för genomförandet bedöms uppgå till belopp enligt Tabell 8.5.

Tabell 8.5. Bedömda kostnader för alternativ 2.

Aktivitet	Mängd	Å-pris	Kostnad (Mkr)
Etablering inkl mellanupplag			0,35 - 0,40
Avverkning och röjning inkl omhändertagande av stubbar	2 500 m ²	20 - 30 kr/m ²	0,05 – 0,08
Saneringsschaktning inkl transport till tillfälligt upplag	2 100 m ³	150 - 200 kr/m ³	0,32 – 0,42
Transport till extern mottagare (inom 10 mil)	3 800 ton	100 - 120 kr/ton	0,38 – 0,46
Behandling/deponering	3 800 ton	500 - 600 kr/ton	1,90 - 2,28
Behandling av grundvatten			0,50 - 0,70
Återfyllnad inkl jord	2 100 m ³	100 – 150 kr/m ³	0,20 – 0,30
Återställning	3 700 m ²	20 – 25 kr/m ²	0,07 – 0,09
Projektering och upphandling			0,40 – 0,45
Miljökontrollprogram, anmälningar			0,10 – 0,12
Byggledning			0,20 – 0,25
Referensundersökningar			0,15 – 0,20
Saneringskontroll			0,20 – 0,25
Efterföljande miljökontroll			0,15 – 0,20
Summa			5,0 – 6,2

Alternativet bedöms kosta 5,0 – 6,2 MSEK exkl moms, varav ca 40% utgör kostnader för omhändertagande av de förorenade massorna.

Kostnaden för behandling av grundvattnet bedöms uppgå till ca 0,8 – 1 MSEK inkl projektering och efterföljande miljökontroll.

8.5.3.7 Bedömd riskreduktion

Åtgärdsalternativet innebär att den nuvarande risken för negativa hälsoeffekter och störningar på markmiljön reduceras till låga och acceptabla nivåer, genom att förorenade massor schaktas upp och ersätts med rena.

Föroreningsens omfattning (mängder och halter) minskar påtagligt och effektivt. Mängden bly bedöms minska med 80-85% och mängden olja räknat som alifater >C16-C35 med 65-70%.

Bortschaktandet av förorenade massor samt behandling av föroreningar i grundvatten innebär att risken för framtida föroreningsläckage till grundvattnet och närliggande ytvatten reduceras kraftigt, eftersom huvuddelen av föroreningskällan avlägsnas.

Grundvattnet inom fastigheten kommer efter genomförd behandling troligtvis att vara endast svagt påverkat av föroreningar. Grundvattnet nedströms fastigheten kommer dock under överskådlig tid att vara påverkat av aromatiska kolväten och en rad metylerade och etylerade alifater.

Efter genomförda åtgärder kan området användas som skogsmark utan inskränkningar i det allmänrättsliga.

8.5.3.8 Måluppfyllelse

Åtgärdsmålen enligt kapitel 7.2.3 uppfylls.

8.6 Riskvärdering

Nedan redovisas en värdering av de olika åtgärdsalternativen samt förslag till åtgärdsalternativ och mätbara åtgärds mål. Det bör framhållas att de värderingar och förslag som redovisas nedan är SWECO VIAKs förslag, och att redovisade värderingar och förslag inte har förankrats hos samtliga berörda.

8.6.1 Värdering av åtgärdsalternativen

Följande tre åtgärdsalternativ har identifierats enligt ovan:

- Alternativ 0: Ingen åtgärd
- Alternativ 1: Urschaktning av förorenad jord med externt omhändertagande
- Alternativ 2: Urschaktning av metall- och oljeförorenad jord med externt omhändertagande samt in situ-behandling av förorenad jord och grundvatten

I Tabell 8.6 görs en sammanfattande värdering av de olika åtgärdsalternativen med utgångspunkt från åtta olika kriterier.

Alternativ 0 (nollalternativet) innebär att inga efterbehandlingsåtgärder vidtas, vilket inte bedöms vara aktuellt eftersom riskerna för människors hälsa och miljön då kvarstår. Som åtgärdsalternativ står således valet mellan alternativ 1 och 2.

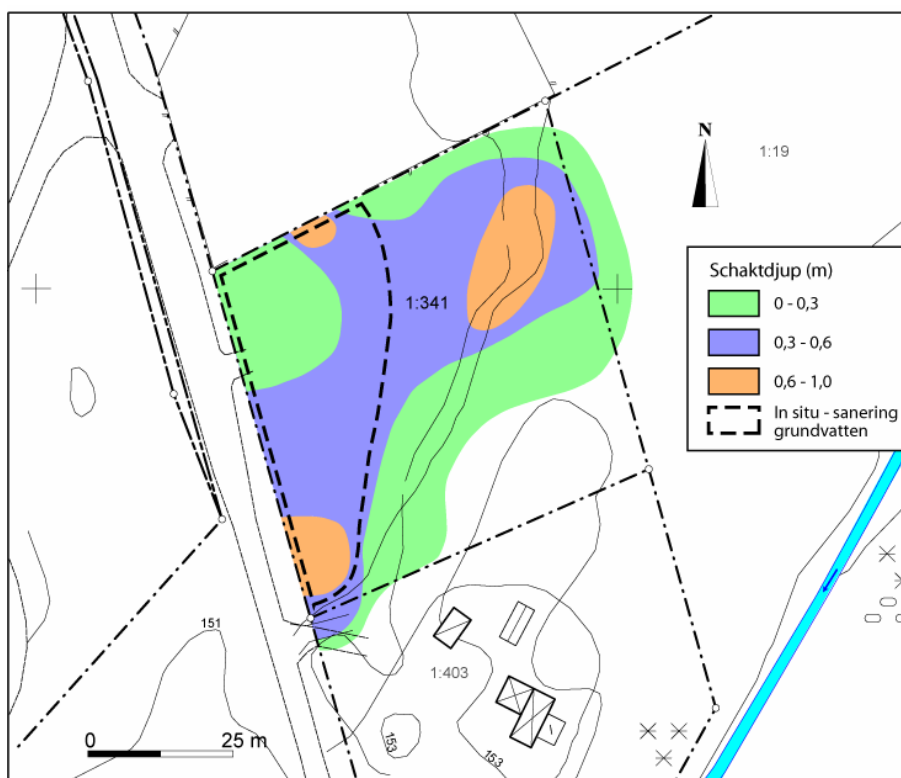
Skillnaden mellan alternativ 1 och 2 ligger i hanteringen av föroreningar i grundvattenzonen. Alternativ 2 har fördelen att längre gående och säkrare reduktion av dessa föroreningar sannolikt kan uppnås. Merkostnaden för detta bedöms vara i storleksordningen 0,7-0,8 Mkr.

Tabell 8.6. Värdering av åtgärdsalternativ.

Kriterium	Åtgärdsalternativ		
	Alternativ 0	Alternativ 1	Alternativ 2
Uppfylls de föreslagna övergripande åtgärds målen?	Nej	Ja	Ja
Leder åtgärden till skydd av människors hälsa och miljön?	Nej	Ja. Platsspec. riktvärden för jord innehålls	Ja. Platsspec. Riktvärden för jord och ev. grundvatten innehålls
Leder åtgärden till reduktion i toxicitet, mobilitet, mängd och volym av föroreningarna?	Nej	Ja. Huvuddelen av föroreningarna avlägsnas genom urschaktning	Ja. Huvuddelen av metall- och oljeföroreningarna avlägsnas genom urschaktning och föroreningar i grundvattnet genom destruktion in situ
Vilken långtidseffekt och beständighet har åtgärden?	Ingen	Hög/mycket hög. Huvuddelen av föroreningarna avlägsnas. Visst kvarstående utläckage av aromatiska föroreningar	Mycket hög. Huvuddelen av föroreningarna avlägsnas
Vilka korttidseffekter (störningar) medför genomförandet?	Inga	Små. Masshanteringen leder inte nämvärt ökad mobilisering av föroreningarna	Små. Masshanteringen och in situ-behandlingen leder inte nämvärt ökad mobilisering av föroreningarna
Genomförande	Enkelt	Förhållandevis enkelt. Traditionell masshantering	Förhållandevis enkelt. Traditionell masshantering och beprövad in situ-teknik
Kostnader	Investering 0 kr Övervakning 10-20 kkr/år	Ebh-kostnad 4,2-5,3 Mkr Övervakning 0 kr/år	Ebh-kostn 5,0-6,2 Mkr Övervakning 0 kr/år
Acceptans (myndigheter, närboende och allmänhet)	Sannolikt mycket låg	Sannolikt hög/mycket hög	Sannolikt hög/mycket hög

8.6.2 Åtgärdsförslag

Som åtgärdsalternativ förordas alternativ 2 (Urschaktning av metall- och oljeförorenad jord med externt omhändertagande samt in situ-behandling av jord och grundvatten som är påverkat av flyktiga och vattenlösliga organiska ämnen) framför alternativ 1 (Urschaktning av förorenad jord med externt omhändertagande) av det skälet att en sannolikt längre gående och säkrare reduktion av föroreningar i grundvattnet kan uppnås. Berörda områden framgår av Figur 8.3.



Figur 8.3. Föreslagna åtgärder.

I dagsläget är förutsättningarna för in situ-behandling av föroreningarna i grundvattnet inte närmare utredda. Innan ett definitivt val mellan alternativ 1 och 2 görs bör uppföljande tester och analyser utföras inför och under projekteringsfasen och ett definitivt beslut om åtgärdsalternativ tas i samband med projekteringen.

Alternativ 1 och 2 inrymmer också olika hanteringsmöjligheter av urschaktad jord. Även i denna fråga bör definitivt beslut tas under upphandling av mottagare av de förorenade massorna. Det är dock viktigt att anbudsförfrågan håller öppet för alternativa former för omhändertagandet och att utvärderingskriterierna beaktar de önske-

mål som projektet vill ställa på en miljö- och resursriktig hantering av den förorenade jorden.

8.6.3 Förslag till mätbara åtgärds mål

De ämnen som bedöms styra åtgärdernas omfattning är bly, alifater >C16-C35, xylen och aromater >C8-C10. Som mätbara åtgärds mål för schaktsanering föreslås de platsspecifika riktvärdena för bly och alifater >C16-C35 (se Tabell 8.7).

Tabell 8.7. Förslag till mätbara åtgärds mål. Halter i mg/kg TS.

Ämne/ämnegrupp	0-1 m	1-2 m	>2 m
Bly	150	300	300
Alifater >C16-C35	100	1 000	1 000

Som åtgärds mål för in situ-behandling av mer vattenlösliga kolväten i grundvatten bör åtgärds målen i första hand relateras till halter i grundvatten och inte till halter i jord. Förslagsvis relateras målet till halterna av xylen och aromater >C8-C10, även om en rad andra kolväten förekommer i grundvattnet. Förslag till mätbara åtgärds mål bör tas fram under projekteringen.

8.7 Dricksvattenbrunnen på fastigheten Kylhult 1:403

Dricksvattenbrunnen på grannfastigheten 1:403 bedöms inte vara påverkad av föroreningar i dagsläget (se kapitel 7.5.3). Som stöd för denna bedömning och för att slutgiltigt säkerställa att brunnen inte är påverkad av föroreningar är det, som framhållits i kapitel 7.2.4, motiverat med fler mättings- och provtagningstillfällen. Förslagsvis utförs kompletterande analyser och mätningar inom ramen för referensundersökningarna (se kapitel 9.4.1.1).

Om uppföljande mätningar och analyser visar att risker inte helt kan uteslutas i nuläget eller i framtiden kan följande åtgärdsalternativ övervägas:

1. Efterbehandling utförs så långt att dricksvattenkvaliteten kan säkerställas. Styrande för behandlingen blir då grundvattnets innehåll av de mer vattenlösliga organiska ämnena, medan ovan föreslagna åtgärder bedöms vara tillfyllest för att säkerställa dricksvattenkvaliteten vad gäller metaller och mindre vattenlösliga ämnen

2. Ersättningsvattentäkt anordnas. I så fall torde bergborrad brunn vara lämplig att utföra, som utvinner grundvatten på större djup
3. Anslutning till kommunalt vattenledningssystem
4. Reningsanläggning, som avskiljer aktuella föroreningar till acceptabel nivå, anordnas. I så fall torde filter med aktivt kol vara det alternativ som kan komma i fråga

Slutligt ställningstagande beträffande eventuella åtgärder föreslås ske efter det att uppföljande kontroll utförts och när ett bättre beslutsunderlag föreligger.

9 Fortsatt arbete

Det fortsatta arbetet kan delas in i tre skeden:

- Förberedelseskedet, då projektering och övriga förberedelser sker av de åtgärder som beslutats i huvudstudieskedet. I detta skede upprättas förfrågningsunderlag för upphandling av efterbehandlingsentreprenader. Vidare upprättas handlingar för ansökan om tillstånd och anmälningar. Ett miljökontrollprogram upprättas och referensundersökningar påbörjas. Även åtgärdsförberedande undersökningar utförs vid behov.
- Genomförandeskedet, då beslutade efterbehandlingsarbeten utförs. I detta skede upphandlas entreprenaderna och eventuellt kompletterande projektering utförs. I de fall ansökan om tillstånd eller anmälningar är inte kunnat upprättas i förberedelseskedet (när den valda entreprenörens medverkan är nödvändig för detta) upprättas dessa handlingar i stället i genomförandeskedet. Miljökontroll under efterbehandlingen utförs.
- Uppföljningsskedet, då resultaten av efterbehandlingen utvärderas, garantibesiktningar utförs, en miljöeffektrapport upprättas och slutligt godkännande av efterbehandlingen sker.

I detta kapitel redogörs för de frågor som bör beaktas under i första hand förberedelseskedet. I kapitlet behandlas frågan om huvudmannaskap för fortsatt arbete och behov av tillstånd och anmälningar. Vidare ges direktiv för projektering och miljökontroll.

9.1 Huvudmannaskap

Markaryds kommun förutsätts svara för huvudmannaskapet även under förberedelse-, genomförande- och uppföljningsskedet. För detta erfordras dock beslut i kommunstyrelsen.

9.2 Tillståndsfrågor

Följande behov av anmälningar och tillstånd för föreslagen efterbehandling har identifierats:

- Anmälan om efterbehandling av förorenat område
 - enligt 28 § förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd ska ske senast sex veckor innan

planerade efterbehandlingsåtgärder påbörjas. Anmälan skall ske till berörd tillsynsmyndighet, d.v.s. Länsstyrelsen

- Marklov kan krävas för trädfällning eller eventuell skogsplantering. Lov söks hos berörd kommun (Markaryds kommun)

Åtgärderna kan komma att omfatta vattenverksamhet. I alternativ 1 förutsätts att länshållning och bortförande av grundvatten sker vid schaktning under grundvattenytan. Emellertid bedöms åtgärdernas omfattning vara begränsade och inte skada allmänna eller enskilda intressen, varför tillstånd enligt kap. 11 MB inte bedöms erfordras. Om länshållning aktualiseras bör dock samråd ske med tillsynsmyndigheten (Länsstyrelsen) i frågan.

9.3 Projekteringsdirektiv

9.3.1 Övergripande direktiv

- Projekteringen för saneringsarbetet skall upprättas med handlingar för en utförandeentreprenad
- Projekteringen ska baseras på huvudstudien samt kompletteringar till huvudstudien
- Föreslagen åtgärdsmetod innebär urschaktning av metall- och oljeförorenad jord med externt omhändertagande samt in situ-behandling av jord och grundvatten som är påverkat av flyktiga och vattenlösliga organiska ämnen inom områden som markerats på Figur 8.3 och kartbilaga 3
- Förslag till mätbara åtgärds mål för schaktsanering har formulerats som acceptabla resthalter i jord av bly och alifater >C16-C35. För in situ-sanering föreslås mätbara åtgärds mål formuleras under projekteringsskedet som acceptabla resthalter i grundvatten (Se kapitel 8.6.3)
- Inom projekteringen ska åtgärdskrav formuleras
- Metod och haltgränser ska föreslås för klassindelning av jord som ska transporteras bort från området. Metoden fastställs slutligt efter det att entreprenör har anlitats

9.3.2 Upphandlingsdirektiv

Upphandling av entreprenader ska ske enligt lagen om offentlig upphandling (LOU 1992:1528 med ändringar enligt SFS 2002:594) och skall ansluta till de branschtypiska "regelverk" som finns i t.ex. AB 04 och AF AMA 98.

9.3.3 Dokument som ska upprättas till förfrågningsunderlaget

- Administrativa föreskrifter - upprättas i enlighet med AF AMA 98
- Mängdbeskrivning - upprättas för mark i enlighet med Anläggnings AMA 98
- Ritningar, inkl. schaktplan
- Direktiv för hälso- och säkerhetsplan

9.3.4 Kompletterande uppgifter

- Under förberedelseskedet bör uppföljande mätningar, provtagningar och analyser inom ramen för referensundersökningar enligt kapitel 9.4.1.1. Av särskild vikt är att uppföljning sker av dricksvattentäkten på grannfastigheten Kylhult 1:403
- Under förberedelseskedet bör ett ventilationstest utföras för att klargöra influensradie vid bioventilation och som dimensioneringsunderlag för eventuell bioventilationsanläggning
- Vid projekteringen ska klargöras hur de åtgärdade delarna av området skall återställas efter saneringen
- Avtal ska upprättas med berörda fastighetsägare avseende tillträde och återställning av mark ska tas fram

9.4 Direktiv för miljökontroll

Miljökontrollen ska säkerställa att:

- Relevanta referensdata och referenspunkter för Kylhultområdet finns innan efterbehandlingsåtgärderna påbörjas, samt att mätning, provtagning och analyser utförs före, under och efter saneringen
- Efterbehandlingsåtgärderna utförs enligt uppställda krav med avseende på föroreningsinnehåll i mark och grundvatten
- Uppsatta åtgärds mål uppnås
- Påverkan på omgivningen ej ökar under genomförandefasen
- Uppföljning och utvärdering av efterbehandlingsåtgärderna utförs
- En god arbetsmiljö upprätthålls under genomförandefasen

Ett miljökontrollprogrammet ska upprättas och omfatta

- Omgivningskontroll
- Saneringskontroll
- Underlag för arbetsmiljökontroll

I kontrollprogrammet ska mätmetoder, provtagnings- och analysmetoder samt provtagningsfrekvens anges.

Eventuella villkor och krav som ställs av tillsynsmyndigheten ska beaktas vid utformningen av miljökontrollprogrammet och i berörd omfattning i förfrågningsunderlaget för upphandlingen av entreprenaden.

9.4.1 Omgivningskontroll

Omgivningskontroll utförs för att kontrollera och minimera påverkan på omgivningen, både vad gäller människor och miljön. Påverkan på omgivningen bedöms främst kunna orsakas av spridning av föroreningar genom damning, buller och spill i samband med schaktning och transporter.

Risken för föroreningsspridning till grundvatten till följd av ökad rörlighet hos föroreningarna i samband med schaktning bedöms som

liten Vid schaktning under grundvattenytan kan föroreningarnas mobilitet förväntas öka.

9.4.1.1 Referensundersökning

Referensundersökningarna syftar till:

- att säkerställa att brunnen på fastigheten Kylhult 1:403 inte påverkad av föroreningar
- att ge underlag för projektering av in situ-behandlingen
- att ge underlag för att kunna jämföra och följa upp resultaten av genomförda åtgärder

Referensundersökningarna bör utföras inför projekteringen och snarast efter det att huvudstudien avslutats. Följande bör ingå i referensundersökningarna:

1. Uppföljning av grundvattennivåer

Vattennivåerna bör tills vidare mätas regelbundet (varannan månad) i brunnen på fastigheten Kylhult 1:403 samt i befintliga grundvattenrör inom och i anslutning till fastigheten (0401, 0402, 0403, 0406, 0619, 0620, 0621, 0622, 0623, 0624, 0625, 0626, 0665, 0666, 0670 och 0671).

I samband med mätningarna bör eventuell förekomst av fri fas noteras. Fri fas kan misstänkas förekomma i 0401, 0622 och 0623.

2. Uppföljning av dricksvattentäkten på Kylt 1:403

Provtagning och analys bör tills vidare utföras varannan månad av brunnsvattnet. Provtagning bör ske direkt i brunnen (och inte i tappkran efter hydrofor) med hjälp av dränkbar pump. Vattnet bör vara väl omsatt före provtagning, helst efter uttag av den magasinerade volymen i brunnen.

Analyser bör utföras med avseende på metaller inkl barium och flyktiga organiska ämnen (aromatiska, alifatiska samt klorerade aromatiska och alifatiska kolväten).

3. Uppföljning av grundvattnet för planering av in situ-behandling

Undersökningarna föreslås omfatta provtagning och analys av grundvatten med avseende på:

- Flyktiga organiska ämnen (aromatiska, alifatiska samt klorerade aromatiska och alifatiska kolväten) i följande punkter: 0401, 0403, 0406, 0619, 0620, 0621, 0622, 0623, 0624, 0625, 0670 och 0672. Provtagning och analys utförs vid två tillfällen med fyra månaders intervall
- Metaller inkl barium i ovan nämnda punkter vid ett tillfälle
- Fysikalisk-kemiska parametrar med fokus på redoxkänsliga och syreförbrukande ämnen i ovannämnda punkter vid ett tillfälle

Grundvattenprovtagningen utförs med flödescell varvid syre, redox, konduktivitet och pH mäts. Vid provtagningen bör förekomst av fri fas av kolväten noteras och vid eventuell förekomst bör den fria fasens maktighet mätas.

4. Uppföljning av bäcken

Mätningar i grundvattnet bör kompletteras med mätningar i bäcken. Lämpligast är passiv provtagning av t.ex. BTEX-ämnen och aromater >C8-C10 i en punkt uppströms och en punkt nedströms diketets mynning i bäcken. Användning av passiv provtagare innebär att en provtagare som samlar upp BTEX ämnen utplaceras under 2-3 veckor i bäcken. Utifrån halterna i provtagaren kan sedan ett integrerat haltmedelvärde för bäcken under utplaceringsperioden bestämmas. Provtagning och analys bör ske vid två tillfällen och samordnat med uppföljning enligt punkt 3.

9.4.1.2 Omgivningskontroll under genomförande

Omgivningskontrollen under efterbehandlingsentreprenaden syftar till att säkerställa att riskerna för människa och miljö inte ökar under entreprenadtiden, samt att uppställda villkor uppfylls.

Omgivningskontrollen under genomförandefasen bör fokuseras på kontroll av masshanteringen för att minska risken för damning och direktkontakt med förorenade massor. Krav på transporter, transportvägar, mellanlager och andra angivna krav ska formuleras.

Kontroll av grundvattnet sker som en del av saneringskontrollen av in situ-behandlingen (se kapitel 9.4.2).

9.4.1.3 *Efterkontroll*

In situ-behandlingen av aromatförorenat grundvatten kräver efterföljande miljökontroll, men inte schaktsaneringen. Kontrollen omfattar regelbunden provtagning och analys av grundvatten med avseende på alifatiska och aromatiska kolväten tills åtgärds målen uppfyllts.

9.4.2 Saneringskontroll

Miljökontroll under entreprenadarbetena syftar till att säkerställa att förorenade massor hanteras och omhändertas på rätt sätt.

Kontrollprogram avseende föroreningsinnehåll i jord bör omfatta följande:

- Undersökning av föroreningsinnehåll för klassificering av schaktmassor med hänsyn till hanterings- och mottagningskrav. Provtagning ska ske ur lämpligt stora enhetsvolymmer.
- Dokumentation av föroreningsinnehåll i jordmassor som lämnas kvar i området, dels de som har bedömts uppfylla uppsatta krav och dels de som av tekniska skäl ej kan avlägsnas från området (schaktbottenkontroll)
- Kontroll av jordmassor för återfyllning

I kontrollprogrammet ska generellt anges vilken tid som erfordras mellan provtagning och redovisning av analysresultat. Detta gäller vid bedömning av jordkvalitet samt arbetsmiljökontroller.

Under in situ-behandlingen bör grundvattnetsbeskaffenheten följas upp i utvalda kontrollrör var tredje månad. Proven bör tas med flödes-cell varvid syre, redox, konduktivitet och pH mäts.

9.4.3 Arbetsmiljökontroll

Saneringsentreprenören skall upprätta en hälso- och säkerhetsplan enligt framtagna direktiv i förfrågningsunderlaget för saneringsentreprenaden. I kontrollprogrammet anges hur arbetsmiljökontrollen enligt planen praktiskt ska utföras och följas upp. Arbetsmiljöarbetet ska i tillämpliga delar utföras enligt Arbetsmiljöverkets rapport "Marksanering – om hälsa och säkerhet vid arbete i förorenade områden".

9.4.4 Dokumentation

I kontrollprogrammet skall anges hur journalföring, dokumentation och rapportering skall utföras.

9.5 Planering och budgetering av förberedelseskedet

Under förberedelseskedet bedöms arbeten enligt Tabell 9.1 att krävas. För respektive aktivitet har ungefärliga kostnader uppskattats. Kostnaderna avser konsultinsatser och inkluderar inte kommunens kostnader för projektledning och projektstöd.

Tabell 9.1 Aktiviteter under förberedelseskedet samt uppskattade kostnader för dessa.

Aktivitet	Bedömd kostnad (kk)
Referensundersökningar enligt kapitel 9.4.1.1	150
In situ-tester enligt kapitel 9.3.4	100
Projektering och framtagning av upphandlingsunderlag	300
Upprättande av miljökontrollprogram	50
Upprättande av anmälningshandlingar	50
Samråd	30
Oförutsedda kostnader, 15 - 20 %	120
Summa	800

Referenser

Ahling, B. 1979. Utsläpp av organiska ämnen vid destruktions av avfall. VVS tidningen, 10, 1979.

Brandförsvaret 1980: PM angående tillsyn å fastigheten Kylhult 1:341.

Kemikalieinspektionen: Datasökning i Kemistat
(<http://apps.kemi.se/kemistat>)

Livsmedelsverket, 2005: Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30 med ändringar t.o.m. LIVSFS 2005:10.

Länsläkarorganisationen, 1970: PM IIG9 21 70; Anförande från Länsläkarorganisationen angående oljeupplag i Kylhult, Strömsnäsbruk, Traryds Köping.

Länsstyrelsen, 1980: Anteckningar; Besiktning av upplag av miljöfarligt avfall på fastigheten Kylhult 1:341, Markaryds kommun.

Länsstyrelsen, 1989. Naturvårdsprogram för Kronobergs Län.

Markaryds kommun, 2005: Översiktsplan 2005. antagen av kommunfullmäktige §105, 2005-11-24. Lagakraftvunnen 2005-12-27.

Naturvårdsverket, 1996: Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.

Naturvårdsverket, 2000: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

Naturvårdsverket, 2006: Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Utgåva 2.

Sandström Miljö- och Säkerhetskonsult, 2004: Översiktlig miljöteknisk markundersökning. MIFO fas 2. Länsstyrelsen i Kronobergs län. Kylhult 1:341, Strömsnäsbruk. Markaryds kommun. Projekt: 1403800. Daterad 2004-10-21.

SGU, 1873: Bladet Ljungby Ab 2 i skala 1:200 000.

SGU, 1987: Beskrivning till kartan över grundvattnet i Kronobergs län.
Hydrogeologiska översiktskartor, Serie Ah, Nr 10.

SWECO VBB VIAK, 2002: Länsstyrelsen i Kronobergs län. Bröderna
Lövgrens Byggnadsmaterial. Markaryds kommun, MIFO Fas 2.
Miljöteknisk markundersökning. Uppdrgasnr 1445049700. Rapport
daterad 2002-11-26.

SWECO VIAK, 2007b Markaryds kommun. Resultatrapport. Kylhult
1:341, Strömsnäsbruk. Rapport daterad 2007-02-15.