

Länsstyrelsen i Kronobergs län
och
Södra Skogsägarna

Lidhults f.d. sågverk
Grundvattenförorening av klorfenoler
Reviderad åtgärdsutredning



Linköping 2011-09-15

Pär Elander, Elander Miljöteknik AB, Daniel Glatz och Annika Åberg, Hifab AB

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	3
2	KOMPLETTERANDE ÅTGÄRDSFÖRBEREDANDE UNDERSÖKNINGAR	3
3	GEOLOGISKA OCH HYDROGEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	4
4	FÖRORENINGSSITUATIONEN	5
4.1	FÖRORENINGSUTBREDNING I GRUNDVATTENMAGASINET I JORD	5
4.2	FÖRORENINGAR I BERG	7
5	SKYDDSOBJEKT OCH RISKBILD	8
6	BEHOV AV SKYDDSSOMRÅDE FÖR GRUNDVATTENUTTAG	9
7	BEHOV AV RISKREDUKTION OCH ÅTGÄRDSMÅL FÖR EN SANERING	10
8	ÅTGÄRDSMETODER	10
9	KOSTNADSEFFEKTIVITET BEROENDE PÅ ÅTGÄRDSMÅL OCH OMFATTNING	11
10	UNDERLAG FÖR RISKVÄRDERING	13

Bilagor

1. Skyddsområde för förorenat grundvatten
2. Underlag för bedömning av hälsorisker för pentaklorfenol i vatten som används för bevattning av grönsaker
3. Beräkningar av saneringsomfattning och kostnader
4. Resistivitetsmätning, Lidhult, Ljungby kommun (Geosigma AB2010-06-15)
5. Databas – grundvattenrör, nivåmätningar samt analyser

1 Bakgrund

Verksamheten vid Lidhults f.d. sågverk påbörjades i slutet av 1800-talet och pågick fram till nedläggningen 1977. Från 1944 och fram till nedläggningen bedrevs verksamheten av Södra skogsägarna. Under minst ca 30 år impregnerades sågat virke mot blånad med pentaklorfenol-baserade preparat. Inledningsvis skedde denna genom doppning av lösvirke direkt efter sågning, i direkt anslutning till sågverket. Senare övergick man till doppning av färdigpackade virkespaket i ett doppkar intill virkesförrådet. Efter det att virket droppat av transporterades det till brädgården där det lagrades. Inom området som disponerades av det f.d. sågverket finns också utfyllnader med bark där sannolikt även sågspån som hamnat i droppkaren och rensats bort deponerats. Deponierna är idag överbyggda med ca 1 m grusfyllning och används som industrimark.

Efter nedläggningen har sågverkets byggnader rivits. På impregneringsplatsen finns idag kontorsbyggnader för Kalmar Industries (Cargotec AB). På brädgården och i omedelbar anslutning till impregneringsplatsen finns byggnader för Kalmar Industries produktion. Industriområdet ligger i tätorten Lidhult med omgivande bostadsbebyggelse och samhällsservice. Intill den f.d. impregneringsplatsen finns bl.a. en simhall och en affär.

Det f.d. sågverksområdet undersöktes av Sweco (Mifo fas 2 2005 och en utökad undersökning 2006). Undersökningarna kompletterades av Hifab som också genomförde en fördjupad riskbedömning och en åtgärdsutredning (huvudstudie) 2007. Utredningarna påvisade inte föroreningar i jord av sådan omfattning att åtgärder är motiverade. Däremot påvisades en betydande föroreningsspredning av pentaklorfenol i grundvatten, framför allt på större djup, som konstaterades utgöra en framtida risk för en närliggande enskild grundvattentäkt. Utgående från undersökningsresultaten förelade länsstyrelsen i Kronobergs län Södra skogsägarna att genomföra en sanering in situ av föroreningar i grundvatten. Åtgärds målet för saneringen skulle vara att reducera föroreningskoncentrationen av klorfenoler i grundvatten till 3 µg/l. Kostnaderna för saneringen skulle fördelas mellan Södra skogsägarna och staten, utgående från utredning av ansvar och skälighet.

På uppdrag av Södra skogsägarna har Hifab genomfört åtgärdsförberedande undersökningar. Dessa har visat att föroreningen i grundvatten har större utbredning än vad som indikerades av de tidigare undersökningarna. Med anledning av detta har åtgärdsutredningen reviderats och kompletterats enligt nedan.

2 Kompletterande åtgärdsförberedande undersökningar

De undersökningar i grundvatten som låg till grund för huvudstudiens slutsatser omfattade totalt 12 provpunkter för provtagning grundvatten inom impregneringsområdet och nerströms detta. I två av punkterna installerades grundvattenrör för provtagning på två djup (ytligt och djupt grundvatten), varför totalt 14 grundvattenrör installerades. I några av grundvattenrören provtogs och analyserades grundvatten vid två tillfällen, men flertalet analyserades endast vid ett tillfälle.

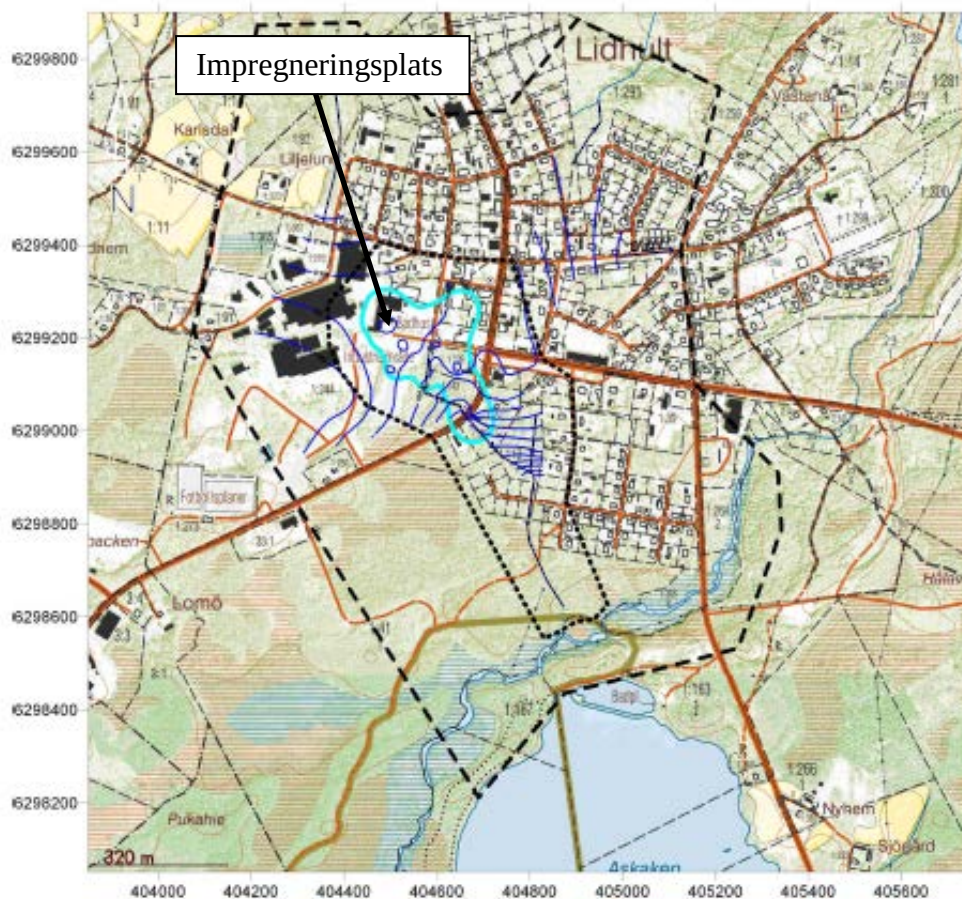
De kompletterande åtgärdsförberedande undersökningarna har genomförts i för att få en detaljerad avgränsning av föroreningsutbredningen i grundvatten. Arbetet har bedrivits etappvis, där undersökningsresultaten successivt utnyttjats som underlag för placering av nya provtagningspunkter. Undersökningarna har sammanlagt omfattat komplettering i ytterligare 37 punkter. I flertalet av dessa punkter har grundvattenrör installerats på två djup i grundvattenmagasinet, varav den djupaste nivån utgjort gränsen mot underlagande berg. I en punkt har grundvattenrör installerats på tre nivåer och i några punkter endast på den djupaste nivån (vid bergy-

tan). Det totala antalet grundvattenrör som installerats i de kompletterande undersökningarna uppgår till 64 st. Punkternas lägen redovisas på kartor med tolkad föroreningsspridning i Bilaga 1.

För att bedöma risken för spridning till grundvatten i berg har även geofysiska undersökningar av typen automatiserad resistivitetsmätning utförts i spridningsplymen, för kartläggning av svaghetszoner i berg (sprickzoner). Inom ramen för huvudstudien utfördes seismiska undersökningar vid och omedelbart nerströms doppningsplatsen för att klarlägga bergnivå och lutningsförhållanden hos bergytan, men även för att få indikationer om eventuella sprickzoner.

3 Geologiska och hydrogeologiska förhållanden

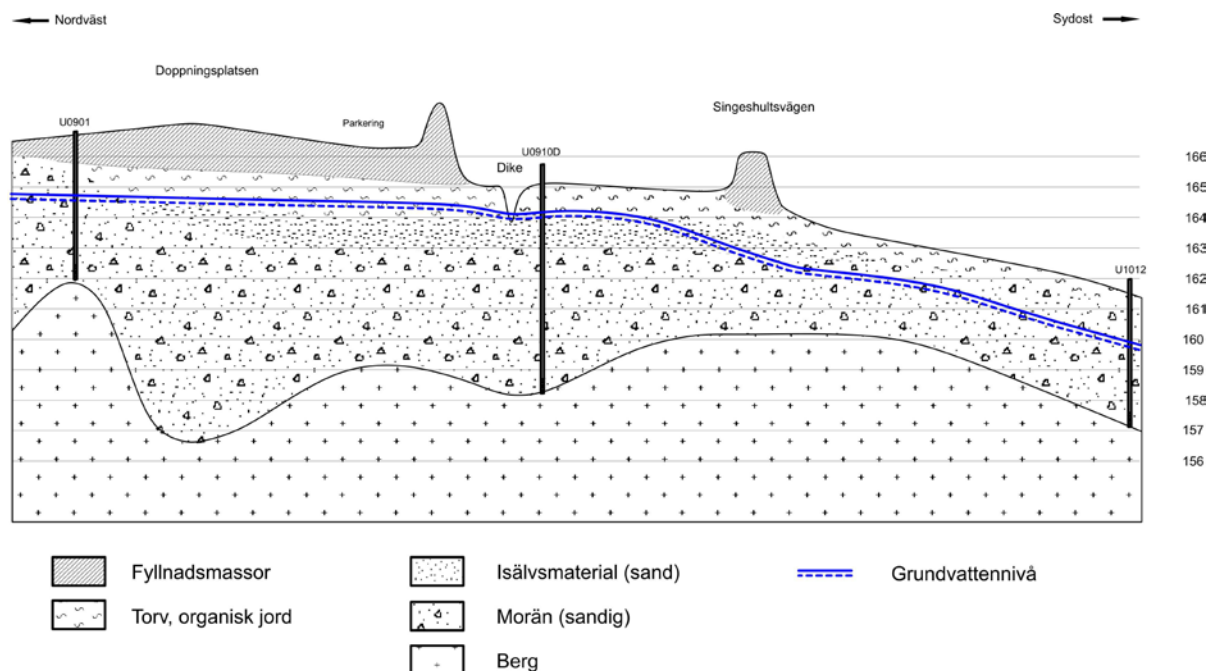
Områdesförhållandena i Lidhult framgår av Figur 1. Den f.d. impregneringsplatsen ligger på en höjdplatå varifrån markytan lutar ned mot Lidhultsån som återfinns ca 800 m sydost om impregneringsplatsen, men också mot väster och nordväst. Samhällsbebyggelsen återfinns huvudsakligen öster om det f.d. sågverket.



Figur 1 Lidhult med omgivning. Området som avgränsas av en ljusblå linje är den tolkade avgränsningen av förorening i grundvatten medan mörkblå linjer visar tolkad grundvattenyta.

Med hjälp av den geologiska kartan från SGU, genomförda geofysiska undersökningar och de ca 50 borrhinar som genomförts har en relativt god bild av de kvartärgeologiska förhållandena erhållits. Jordgeologin präglas av isälvsmaterial och sandig morän. En åskärna löper i

sydväst-nordöstlig riktning omedelbart söder om Lidhultsån. Norr om åskärnan finns det ett relativt stort område in mot centrala Lidhult som täcks av sand, även detta isälvs transporterat. Inom det förorenade området finns ett relativt tunt sandlager (1-2m) som hör till utkanten på isälvsavlagringen. Under isälvs materialet ligger flera meter sandig morän över berg. Nära markytan finns det ställvis fyllnadsmassor, torv och avfall (från träindustrin) som huvudsakligen ligger över grundvattenytan. I Figur 2 visas ett principiellt tvärsnitt från områdets nordvästra del, tvärs genom det förorenade området och ned mot Lidhultsån. Se även Bilaga 1.



Figur 2 Principsektion som visar de kvartärgeologiska förhållandena i Lidhult. Sektionen är dragen genom det förorenade området från nordväst mot sydost.

4 Föroreningssituationen

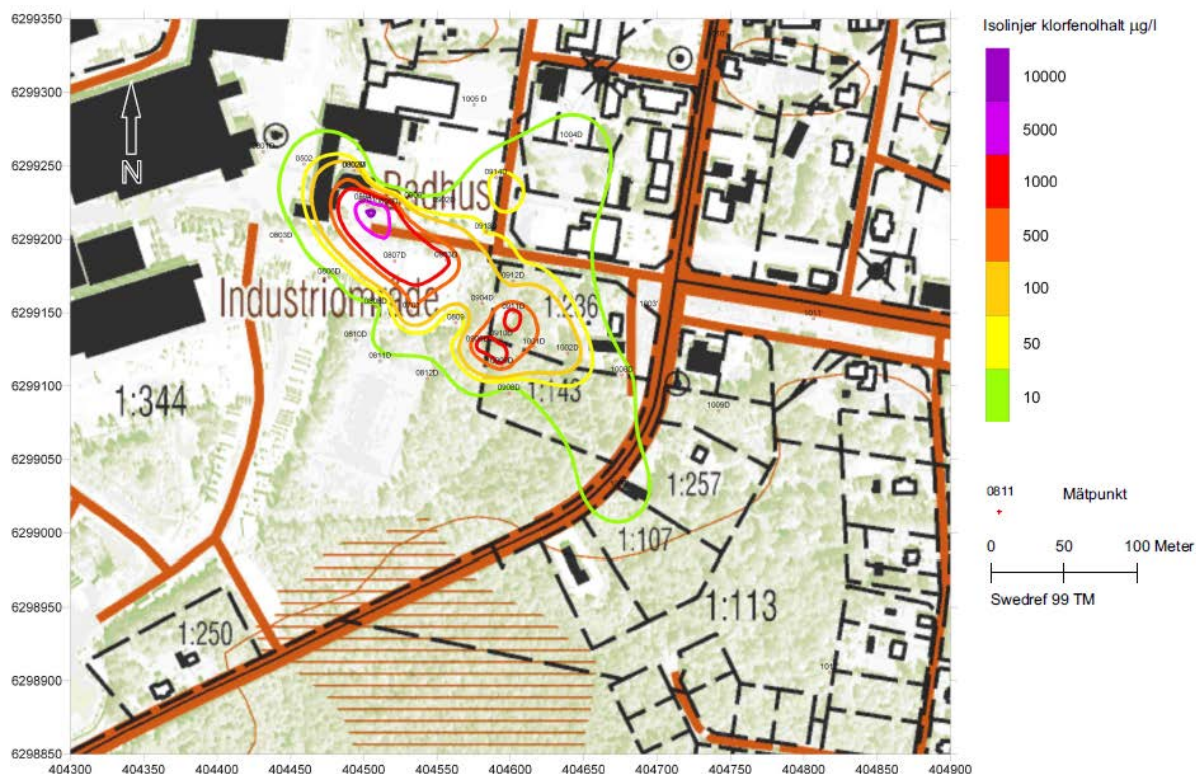
4.1 Föroreningsutbredning i grundvattenmagasinet i jord

Pentaklorfenol är tyngre än vatten. Beroende på vilken/vilka lösningar med pentaklorfenol som använts och på de geokemiska förhållandena i grundvattenmagasinet (pH m.m.) kan lösningen med pentaklorfenol sjunka genom grundvattenmagasinet till tätare horisonter innan den dissocierar i grundvattenmagasinet. Detta gäller främst oorganiska lösningar (vanligtvis baserade på pentaklorfenols natriumsalt). Används pentaklorfenol upplöst i organiska lösningsmedel kan i stället en förorening förekomma flytande på grundvattenytan.

Undersökningarna i Lidhult visar att den lösning som använts i Lidhult varit tyngre än vatten och sjunkit genom grundvattenmagasinet ner till berg. På doppningsplatsen har mycket höga halter pentaklorfenol uppmätts i grundvattenmagasinet, med de högsta halterna på det största djupet (ca 10 m under markytan), med halter varierande mellan 3 100 µg/l och 10 000 µg/l vid olika provtagningstillfällen, och med medelvärdet ca 7 200 µg/l. I ytligare grundvatten har halterna varit lägre, på 4 m djup har medelvärdet varit ca 2 400 µg/l (varierande mellan 380-5 500 µg/l).

Från doppningsplatsen har föroreningen spridits främst i gränsszonen mellan jord och berg. Detta är tydligt från de analyser av grundvatten som genomförts på olika nivåer i grundvattemagasinet. Undersökningsresultaten visar också att föroreningen följt bergytans topografi och transporterats längs bergytans lutning i riktning mot Lidhultsån.

Spridningen av klorfenoler vid bergytan redovisas i Figur 3 (se även Bilaga 1, plansch 4). De redovisade isolinjerna avser halten av summa klorfenoler och är framtagna genom interpolering i mjukvaran Surfer 8 med metoden Kriging. De högsta halterna återfinns kring doppningsplatsen men mycket höga halter återfinns också i en lokal ansamling ca 12-130 m sydost om denna. I dessa punkter återfinns också lokala sänkor i bergytan.

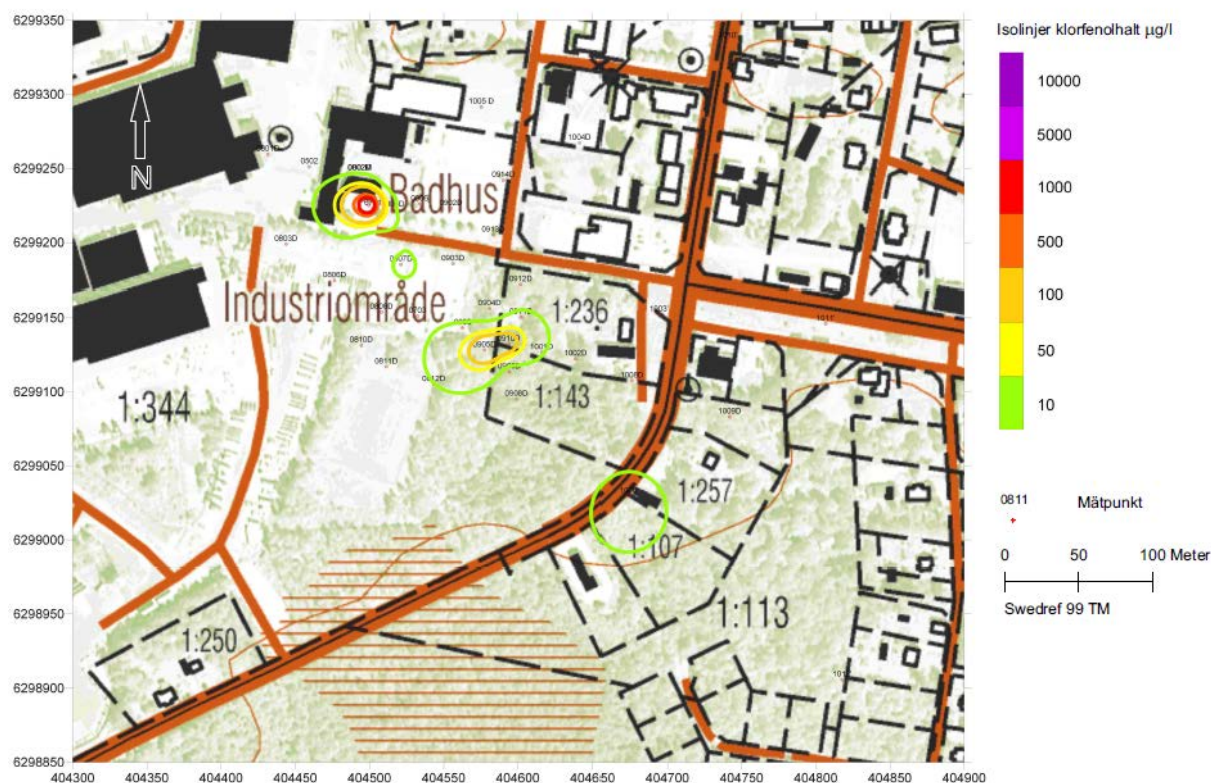


Figur 3 Spridning av klorfenoler längs bergytan. Inlagda isolinjer avser halten av summa klorfenoler interpolerade från mätningar i grundvattenrör med intagsfilter i gränsszonen mellan jord och berg. (Med isolinjer menas att halten beräknas till 10 µg/l längs den gröna linjen, till 50 µg/l längs den gula linjen osv)

Föroreningsspridningen i ytligt grundvatten är betydligt mindre omfattande som framgår av Figur 4 (se även Bilaga 1, plansch 5). Halter av betydelse i ytligt grundvatten finns framför allt i doppningsområdet men även i det område 120-130 m sydost om doppningsplatsen där en ansamling av pentaklorfenol påträffats i en lokal sänka i berggrunden. Detta område genomkorsas av ett dike (se Figur 2) som avsänker grundvattenytan lokalt och där grundvatten kan strömma ut. I diket har halter av klorfenol kring 3 µg/l uppmätts. Föroreningsspridningen nerströms utströmningsområdet följer i princip dikets flödesriktning och halterna avtar även i det djupa grundvattemagasinet nerströms utströmningsområdet. Föroreningsmönstret förändras också såtillvida att en större andel av föroreningen utgörs av övriga klorfenoler.

Den enskilda grundvattentäkt som utgjorde det primära skyddsobjektet för den fördjupade riskbedömningen avseende föroreningsspridning i grundvatten återfinns på fastigheten 1:257

(läget framgår av figurerna), och dit föroreningsspridningen i det närmaste nått fram. Brunnen kontrolleras regelbundet.



Figur 4 Föroreningsspridning i ytligt grundvatten. Isolinjer för halten av summa klorfenoler interpolerade från analyser i grundvattenrör med intagsfilter något under grundvattenytan.

Sammanfattningsvis visar undersökningarna att densitetsskillnader mellan vatten och det impregneringsmedel som använts ursprungligen haft stor betydelse för spridningen av klorfenoler. Idag bedöms den fortsatta spridningen ske i lösta faser medan densitetsskillnader kan ha betydelse främst för att hålla kvar förorening nära bergytan. Det innebär i praktiken att de konstaterade ansamlingarna i djuphålur idag utgör källor från vilka klorfenoler läcker och vidaretransporteras i grundvattnets flödesriktning. Förutom den tydligt markerade sydostliga spridningsriktningen sker en viss spridning även med grundvattengradienten från impregneringsplatsen mot nordost som framgår av Figur 3.

Utgående från den modell av föroreningsspridningen som redovisas ovan har den totala mängden klorfenoler i grundvatten beräknats till ca 6 kg, varav ca 5 kg återfinns i djupt grundvatten, i en zon närmast grundvattenytan som antagits vara 2 m mäktig. För beräkningen har jordens porositet antagits till 20 %. Det ska understrykas att beräkningar av denna typ är behäftade med stora osäkerheter.

4.2 Föroreningar i berg

Föroreningssituationen i berg är inte undersökt. Att spridningen av klorfenoler till stor del varit styrd av densitetsskillnader innebär en påtaglig risk för spridning till grundvatten i berg för det fall sprickzoner förekommer i kontakt med joden inom det område där klorfenoler spridits längs bergytan. De resitivitetsmätningar som utförts i spridningsplymen inom ramen för de kompletterande undersökningarna indikerar att svaghetszoner förekommer i berggrunden men

tyder inte på att dessa genomkorsar det område där ansamling av pentaklorfenol på bergytan skett. Resisitivitmätningarna redovisas i Bilaga 4. Inte heller tydde de seismiska mätningar som genomfördes för den fördjupade riskbedömningen på att det fanns några sprickzoner av betydelse i kontakt med källan vid den f.d. doppningsplatsen. Dessa mätningar stördes dock av vibrationer från verksamheten inom industriområdet vilket innebär en viss osäkerhet i tolkningen.

I och strax utanför Lidhults samhälle finns ett antal bergborrade brunnar. Förorening av klorfenoler har inte påträffats i någon av dessa.

Sammanfattningsvis har inga indikationer erhållits som tyder på att föroreningsspridning skett till berggrundvatten i betydande omfattning. Eftersom verifierande borrhningar i berg inte genomförts kan det dock inte uteslutas att sådan spridning förekommit eller förekommer, se Bilaga 1.

5 Skyddsobjekt och riskbild

Det förorenade grundvattnet finns företrädesvis på större djup i grundvattenmagasinet. Exponering för föroreningen kan ske om denna når någon av de vattentäkter som finns i Lidhult samt när grundvatten strömmar ut till ytvatten.

Den fördjupade riskbedömning som genomfördes i huvudstudien visade att det framför allt var den enskilda vattentäkten på fastigheten Lidhult 1:257 som kunde drabbas av föroreningen. Resultaten från de åtgärdsförberedande undersökningarna har förändrat denna riskbild. Föroreningsutbredningen är betydligt större än vad som förutsattes vara fallet i den dåvarande riskbedömningen. Detta innebär att det finns flera grundvattentäkter i samhället som teoretiskt skulle kunna bli förorenade av klorfenoler i framtiden, såväl brunnar i jord som bergborrade brunnar. I Lidhults samhälle finns tillgång till kommunalt vatten och de enskilda brunnar som eventuellt skulle kunna bli förorenade används normalt inte som dricksvattentäkter. Ett undantag är just den grävda brunnen på Lidhult 1:257. Ett annat undantag är en grävd brunn norr om impregneringsplatsen på fastigheten Lidhult 36:8. Även om spridningsplymen inte är riktad mot denna brunn bedöms att den ändå bör omfattas av en skyddszon för grundvatten. I övrigt används vatten från de enskilda vattentäkterna till bevattning, biltvätt och liknande ändamål. Flera bergborrade brunnar är också av typen energibrunnar, dvs. de används inte för uttag av vatten utan för värmeutvinning via värmepumpar.

Den kommunala vattentäkten i Lidhult utnyttjar grundvatten i jord men ligger öster om Lidhultså som är ett regionalt utströmningsområde för grundvatten. Det bedöms som osannolikt att föroreningar från sågverksområdet kan nå fram till denna vattentäkt. Vattentäkten utgör dock ett primärt skyddsobjekt i Lidhult.

En särskild utredning om behovet av skyddsområden för uttag av grundvatten har genomförts, se avsnitt 6 och Bilaga 1. I utredningen lämnas förslag till avgränsningar för skyddsområden för uttag av grundvatten. Avgränsningarna är olika för grundvattenuttag i jord respektive berg. Inom dessa skyddsområden bör grundvatten inte användas för dricksvattenförsörjning eller bevattning av grönsaker avsedda för konsumtion innan föroreningshalterna i källområdet reducerats i tillräcklig utsträckning. Inom skyddsområdena finns fyra kända brunnar som berörs, vilka används för bevattning och/eller dricksvatten. Inom skyddsområdet i berg finns därutöver en känd bergbördad brunn vilken används som energibrunn.

Utströmning till ytvatten sker idag till ett dagvattendike som korsar föroreningsplymen där en ansamling av grundvatten med höga halter av klorfenoler återfinns. Som framgått ovan har halterna av klorfenol i diket uppmätts till ca 3 µg/l. Bedömningen är att denna utströmning nått

en mer eller mindre stationär fas och att föroreningshalterna i ytvatten inte kommer att öka i framtiden. Den uppmätta halten kan jämföras med det kanadensiska riktvärdet som anses utgöra en nivå där inga effekter uppkommer, som är 0,5 µg/l (CCME 2005). De kanadensiska riktvärdena är satta utifrån undersökningar av påverkan på vattenlevande organismer. Som ytvattenkriterium har man vanligen valt den lägsta föroreningsnivå som i litteraturen rapporterats ge någon effekt, och sedan dividerat denna med en säkerhetsfaktor om 10. Det bedöms innebära att de halter som uppmäts i dagvattendiket i Lidhult ligger inom riskzonen för påverkan. Skyddsvärdet hos diket bedöms som måttligt. Diket avrinner till Lidhultsån som däremot har ett högt skyddsvärde. Utspädningen i Lidhultsån blir stor och det bedöms inte som sannolikt att ån kan komma att påverkas i framtiden.

6 Behov av skyddsområde för grundvattenuttag

Föroreningsutbredningen i grundvatten bedöms idag i stort sett ha nått sin maximala omfattning. Huvuddelen av föroreningen har strömmat mot sydost och pentaklorfenol har samlats i lokala djuphålor i bergytan, varifrån densitetsstyrd spridning är förhindrad pga. omgivande trösklar. Från dessa ansamlingar sprids pentaklorfenol i löst form i grundvattnets strömningsriktning. Det bedöms dock att utbredningen av föroreningar i löst form i jordgrundvatten begränsas av utströmning till ytvattendiken, varför fortsatt spridning i grundvatten längre nedströms bedöms som mindre sannolik även i en framtid.

Ett skyddsområde för grundvatten i jord föreslås därför utgå från nuvarande spridningsplym, men har utsträckts med en säkerhetszon som generellt omfattar ett område med utsträckningen 100 m utanför spridningsplymen. I grundvattnets strömningsriktning har säkerhetszonen dock förlängts ner till Lidhultsån som är ett regionalt betydande utströmningsområde, se Bilaga 1.

Eventuell föroreningsutbredning i berg har inte undersökts. För det fall pentaklorfenol i fri fas kunnat rinna till genomträngliga sprickor kan en djupare spridning ha skett. Provtagning har dock utförts i ett antal bergborrade brunnar i Lidhult utan att klorfenoler har påträffats. På grund av osäkerheten om spridning i berg föreslås att ett skyddsområde med större utbredning inrättas, omfattande spridningsplymen i jord med tillhörande nerströmsområde fram till närmaste utströmningsområde för grundvatten (diken, bäckar etc). Utöver detta föreslås att en säkerhetszon om 200-400 m inrättas. Utbredningen av de föreslagna skyddsområdena framgår av Bilaga 1.

Skyddsområdet för grundvatten i berg är relativt stort och omfattar en yta av totalt 1,3 km². Inom området återfinns ett stort antal fastigheter som berörs av skyddsområdet, främst hushåll men även verksamheter såsom industri och handel. Samtliga fastigheter har möjlighet att enkelt få tillgång till kommunalt vatten även om detta inte utnyttjas av alla. En brunnsinventering visar att det finns tre jordbrunnar inom skyddsområdet vilka används som dricksvattentäkter. Inventeringen visade också att det finns minst en bergborrad brunn inom skyddsområdet som används för bevattning. Det kan finnas ytterligare brunnar inom skyddsområdet som används för bevattning m.m. och som inte upptäckts vid inventeringen. Det är däremot inte troligt att det finns dricksvattenbrunnar som inte upptäckts, eftersom samtliga hushåll och verksamheter som saknar kommunalt vatten besökts. Förutom brunnar som används för dricksvatten och bevattningsändamål finns ett ganska stort antal energibrunnar (bergvärme). Dessa har dock inte medtagits i inventeringen eftersom det normalt inte är möjligt att ta vatten ur sådana.

Inom skyddsområdena bör okontrollerade uttag av grundvatten för dricksvattenändamål, bevattning av grönsaker m.m. undvikas. För det fall existerande grundvattentäkter inom området ska användas bör dessa kontrolleras med avseende på klorfenoler 2 ggr/år.

7 Behov av riskreduktion och åtgärds mål för en sanering

I den fördjupade riskbedömning som tidigare genomförts bedömdes att halterna av klorfenoler inom källområdet skulle behöva reduceras till ca 3 µg/l för att säkerställa att den enskilda vattentäkten på Lidhult 1:257 inte skulle förorenas i en framtid. Bedömningen baserades på enkla utspädningsberäkningar och förutsättningen att halterna av klorfenoler i brunnsvattnet inte skulle överskrida gränsvärdet för enskilda bekämpningsmedel, som är 0,1 µg/l.

De beräkningar som genomfördes i den fördjupade riskbedömningen är inte längre relevanta. Utbredningen av det som kan betecknas som källområden i dag, ansamlingar av grundvatten med mycket höga halter av pentaklorfenol, är betydligt större än vad som antogs för dessa beräkningar. Åtgärds målet skulle därmed behöva skärpas. Å andra sidan tyder resultaten från de åtgärdsförberedande undersökningarna på att det dagvattendike som korsar spridningsplymen innan denna når fram till den aktuella fastigheten utgör en barriär för spridning till denna brunn. Denna tolkning av förorenings bilden kan dock inte anses vara säkerställd och framtida förorenings spridning till brunnen kan inte uteslutas.

Föroreningsmängden inom källområdet i grundvatten i jord är stor. Till källområdet räknas idag även den sekundära källan inom plymen för densitetsstyrd spridning). I närheten av källområdet finns ytterligare skyddsobjekt i form av grävda brunnar med potentiell användning för dricksvattenförsörjning. Det kan inte heller uteslutas att dessa kan förorenas av framtida spridning av klorfenoler i löst fas. Med hänsyn till källstyrkans storlek och närheten till brunnarna bedöms att ett åtgärds mål för sanering av grundvattenmagasinet i jord i princip måste sättas till gränsvärdet för bekämpningsmedel i grundvatten (0,1 µg/l) för att risken för förorening av dessa brunnar helt ska kunna uteslutas och behovet av ett skyddsområde för grundvatten i jord elimineras.

Eftersom det finns tillgång till kommunalt vatten i Lidhult kan ett alternativt åtgärds mål vara sanering till en nivå där grundvattnet kan användas för bevattningsändamål, inklusive bevattning av grönsaker. En riskbedömning har därför genomförts avseende hälsorisker vid intag av grönsaker som bevattnats med vatten som förorenats med pentaklorfenol. Denna redovisas i Bilaga 2. I utredningen bedöms att halten i vatten som ska användas för bevattning inte bör överstiga 100 µg/l som medelvärde under lång tid, men att relativt stora variationer kring detta medelvärde är acceptabla. I riskbedömningen har förutsatts att intaget av pentaklorfenol via egenodlade grönsaker inte ska överstiga 50 % av TDI (tolerabelt dagligt intag). I utredningen genomförda exponeringsberäkningar visar att medelhalten pentaklorfenol sannolikt skulle kunna uppgå till mer än 100 µg/l (beräkningsmässigt upp till ca 300 µg/l för barn) utan att denna gräns överskrids, men de beräknade halterna har reducerats med hänsyn till osäkerheter i modellen. Detta lämnar utrymme för en riskvärdering, där en ökad säkerhetsmarginal måste ställas mot den ökande kostnaden för en sanering när det mätbara åtgärds målet (halt i grundvatten) sänks.

8 Åtgärds metoder

De åtgärds metoder som rekommenderades i huvudstudien var behandling av grundvattenföroreningen in situ med användning av kemisk oxidation i ett första steg, följt av behandling av typen reduktiv deklorinering. Det inledande steget, kemisk oxidation, bedömdes ha förutsättningar att reducera den större delen av föroreningen i grundvatten inom en relativt begränsad tidrymd, medan steg 2, reduktiv deklorinering, bedömdes ta flera år i anspråk. Efterbehandlingsstegen bör dessutom separeras i tiden så att redoxpotentialen som genom den kemiska oxidationen höjs på konstlad väg hinner sjunka innan den reduktiva deklorineringen påbörjas. Den naturliga redoxpotentialen i grundvattenmagasinet bedömdes vara låg och gynna steget

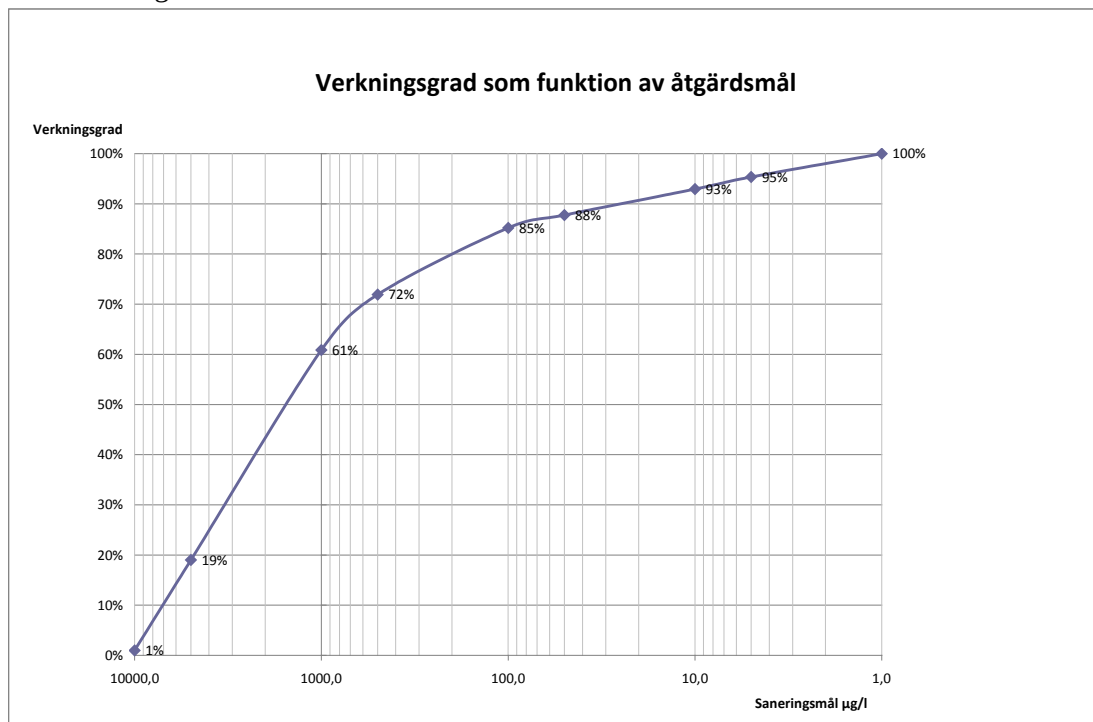
med reduktiv deklorinering. Kemisk oxidation bedömdes främst som aktuell att använda i de områden där mycket höga halter av klorfenoler uppmätts i grundvatten (källområden) för att snabbt bryta ner den stora föroreningsmängden, medan efterbehandlingen med reduktiv deklorinering bedömdes som den mest lämpliga metoden för behandling i hela spridningsområdet när halterna i källområdet minskats.

Behandlingen utförs i steg 1 genom injektering av lämpligt oxidationsmedel i grundvattenmagasinet. Injekteringen kan ske antingen genom användning av direktinjekteringsteknik ("direct push") där injekteringsröret trycks ned och dras upp vid varje injekteringstillfälle eller genom injektering i förinstallerade rör. I princip används samma teknik i steg 2, men injekteringen avser då i stället ett injekteringsmedel som metaboliseras av naturligt förekommande mikroorganismer som frigör väte. De reducerade förhållandena och den ökade tillgången till väte gynnar nedbrytning på anaerob väg, där mikroorganismer använder väte för att stegvis avlägsna en kloratom i taget från klorerade kolväten och ersätta den med en väteatom.

Resultaten från de åtgärdsförberedande undersökningarna bekräftar att förhållandena i grundvattenmagasinet är reducerande och bör vara lämplig för behandlingsmetoden reduktiv deklorinering. Inget har framkommit som ändrar de tidigare slutsatserna om metodval för saneringen. Däremot för den ökade omfattningen stora konsekvenser för de beräknade kostnaderna för sanering

9 Kostnader och kostnadseffektivitetens beroende av mätbara åtgärds mål och saneringsomfattning

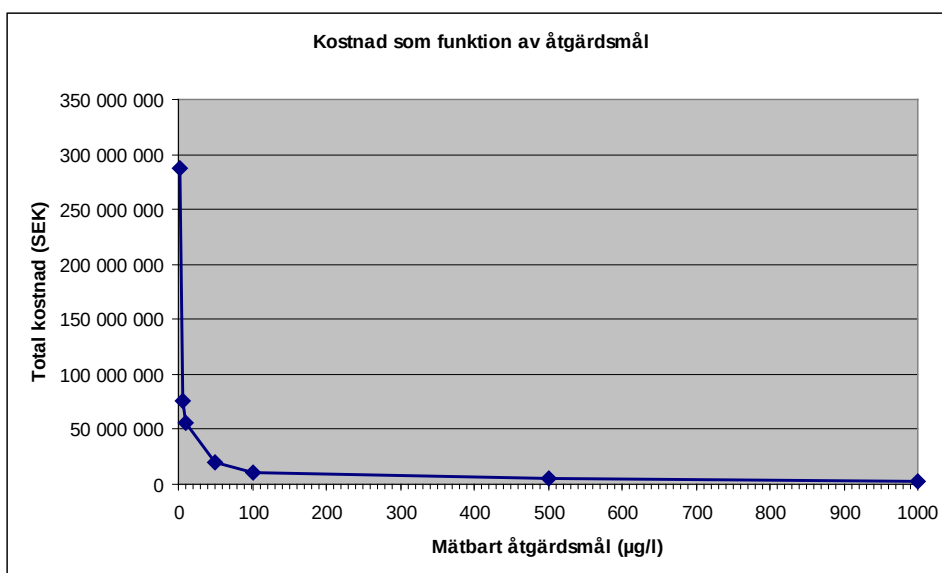
För en sanering av grundvatten in situ är det mest naturligt att tillämpa mätbara åtgärds mål uttryckta som en högsta acceptabel resthalt i grundvattenmagasinet. Nedbrytning av de initialt höga halterna ger vanligtvis en hög effekt uttryckt som mängdreduktion. Med successivt minskande halter blir effektiviteten uttryckt som mängdreduktion lägre. För Lidhult illustreras detta samband i Figur 5.



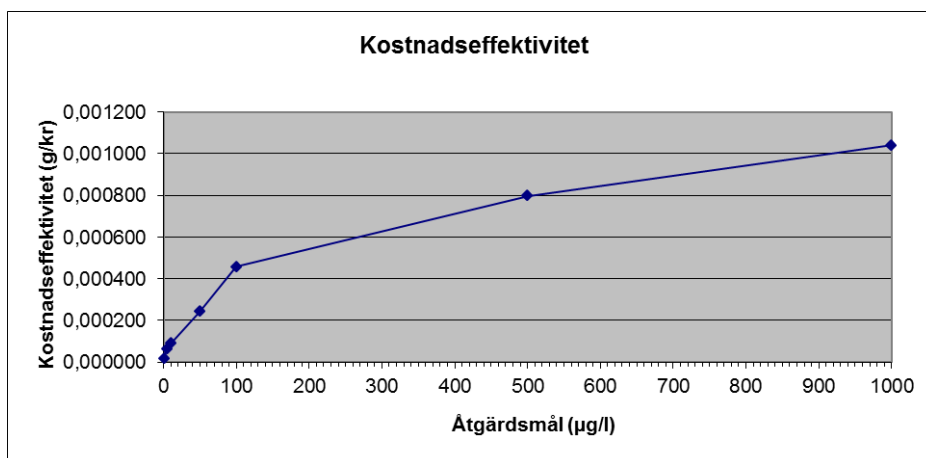
Figur 5 Beräknad verkningsgrad (mängdreduktion) som funktion av mätbart åtgärds mål för saneringen.

Det framgår av figuren att redan en haltreduktion ner till ca 1 000 µg/l (dvs. en reduktion av de högsta uppmätta halterna med ca 90 %) beräkningsmässigt minskar föroreningsmängden med drygt 60 % trots att endast en mindre andel av det förorenade området omfattas av åtgärden. En reduktion av den maximala halten med ytterligare 90 %, ner till 100 µg/l ökar verkningsgraden (mängdreduktionen) med ytterligare 25 %. Den tillkommande mängdreduktionen blir alltså mindre än hälften trots att ett betydligt större område behöver omfattas av behandlingen (jfr Figur 3). Kostnadseffektiviteten kan alltså förväntas minska med ökande omfattning av saneringen.

Beräknade kostnader för sanering vid tillämpning av olika mätbara åtgärds mål redovisas översiktligt i Figur 6. Av figuren framgår att kostnaderna ändå ökar måttligt med minskande åtgärds mål ner till en resthalt kring 100 µg/l, men att kostnaderna för sanering ner till lägre satta resthalter (mer ambitiösa åtgärds mål) ökar mer eller mindre exponentiellt med avtagande resthalt. Motsvarande kostnadseffektivitet (mängdreduktion i förhållande till kostnad) redovisas i Figur 7.



Figur 6 Beräknad kostnad för saneringen som funktion av mätbart åtgärds mål (uttryckt som acceptabel resthalt i grundvattenmagasinet).



Figur 7 Beräknad kostnadseffektivitet som funktion av uppsatt åtgärds mål.

Av Figur 7 framgår att kostnadseffektiviteten avtar desto lägre resthalt som eftersträvas. En tydlig brytpunkt nås vid en resthalt kring 100 µg/l (jfr även Figur 6). Över denna brytpunkt halveras kostnadseffektiviteten när den acceptabla resthalten minskas med 90 %. Vid en acceptabel resthalt om 1 000 µg/l beräknas kostnadseffektiviteten till 0,001 g/kr och vid en acceptabel resthalt på 100 µg/l beräknas kostnadseffektiviteten till 0,0005 g/kr. Under brytpunkten halveras kostnadseffektiviteten redan vid en ytterligare minskning av den acceptabla resthalten med 50 %, till 0,00025 g/kr vid resthalten 50 µg/l. Motsvarande totalkostnader för en sanering vid tillämpning av dessa åtgärds mål är ca 3,5 Mkr för resthalten 1 000 µg/l (varvid ca 60 % av föroreningen bryts ner), ca 10 Mkr vid resthalten 100 µg/l (varvid ca 85 % av föroreningen bryts ner) respektive ca 20 Mkr vid resthalten 50 µg/l (varvid beräkningsmässigt ca 88 % av föroreningen bryts ned).

10 Underlag för riskvärdering

Det övergripande åtgärds mål som legat till grund för det tidigare beslutet om åtgärder var att i tillräcklig utsträckning begränsa risken för förorening av den närliggande grävda brunnen (Lidhult 1:257) i en utsträckning som skulle omöjliggöra användningen som dricksvatten. De utökade undersökningarna visar att denna risk sannolikt är begränsad av de hydrogeologiska förutsättningarna, med utströmning av det förorenade grundvattnet till ytvatten, men också att föroreningsutbredningen är stor och att risken för förorening av såväl denna som ett antal andra brunnar i Lidhult inte med säkerhet kan uteslutas. Med anledning av detta lämnas förslag till inrättande av separata skyddszoner för grundvatten i jord och för grundvatten i berg, inom vilka grundvatten inte bör användas för dricksvattenändamål eller bevattning utan regelbunden kontroll av vattenkvaliteten.

För att grundvattnet i jordlagren inom det föreslagna skyddsområdet ska kunna användas som dricksvatten krävs i princip att grundvatten i spridningsplymen behandlas så att halterna efter sanering i princip är i nivå med gränsvärdet för dricksvatten (0,1 µg/l). En sådan sanering beräknas bli mycket kostsam. Vid tillämpning av ett mätbart åtgärds mål, uttryckt som resthalt i grundvatten efter sanering, på 1 µg/l blir den beräknade kostnaden för sanering ca 300 Mkr. Efter en sådan sanering kan troligen skyddsområdet för grundvatten i jord slopas. Detta behöver dock kontrolleras med en noggrannare modellering av strömning i grundvattenakvifären och vattenuttagens påverkan på denna.

Ett alternativt övergripande åtgärds mål för en sanering av grundvattenföroreningen är att i rimlig utsträckning reducera potentialen för framtida förorening av grundvatten i Lidhult. Valet av mätbart åtgärds mål kan då styras av förhållanden som totalkostnad, nedbruten föroreningsmängd och kostnadseffektivitet, se avsnitt 9. Desto ambitiösare åtgärds mål som tillämpas, desto mindre risk för framtida förorening av grundvatten utanför den nuvarande spridningsplymen (inkluderat spridning till berggrundvatten).

Med hänsyn till de höga kostnaderna för en sanering med åtgärds målet att grundvatten fritt ska kunna utnyttjas som dricksvatten och den idag begränsade användningen av grundvatten inom de rekommenderade skyddsområdena bedöms detta åtgärds mål som orealistiskt ambitiöst.

Kommunen har en dricksvattentäkt i en isälvsavlagring på andra sidan Lidhultsån. Det kan inte uteslutas att pumpning i denna inducerar ett utströmningsområde för berggrundvatten och att grundvatten i berg från andra sidan Lidhultsån kan strömma under ån och upp i vattentäkten. Detta innebär en åtminstone teoretisk risk för förorening av den kommunala vattentäkten. Ett sådant scenario är inte sannolikt, och utspädningen i grundvattentäkten torde under alla förhållanden bli stor. Grundvattentäkten bedöms ändå som ett skyddsobjekt och ett motiv för att reducera källstyrkan i det förorenade området.

Valet av mätbart åtgärds mål kan också styras av möjligheterna att använda grundvatten i Lidhult till andra ändamål än som dricksvatten. Vid en sanering till ett mätbart åtgärds mål på 100 µg/l kan grundvatten i jordakvifären användas fritt för andra ändamål än som dricksvatten (exempelvis för bevattning av grönsaker, rengöring m.m.) och skyddsområdet behöver enbart avse uttag av vatten för dricksvattenändamål. Det är mer osäkert om man på samma sätt kan rekommendera fri användning av berggrundvatten för bevattningsändamål efter en sådan sanering eftersom föroreningsituationen i berg är okänd. Med utgångspunkt från vad som i dagsläget är känt om bergkvalitet m.m. bedöms det som troligt men inte säkerställt att även berggrundvatten kan användas fritt för bevattningsändamål efter en sanering till det mätbara åtgärds målet 100 µg/l. För att detta ska kunna säkerställas krävs vissa ytterligare undersökningar vilka kan genomföras antingen före eller efter en sanering.

Lidhult Träimpregneringsanläggning

Skyddsområde för förorenat grundvatten

Innehåll

Mål med skyddszoner	3
Kriterier för avgränsning av skyddszoner.....	3
Hydrogeologiska förhållande	3
<i>Jordgeologi</i>	3
<i>Berggeologi</i>	4
<i>Grundvatten</i>	5
<i>Föroreningsplym</i>	6
Skyddszon för jordgrundvatten	6
<i>Förslag till skyddszon i jordlagren</i>	6
<i>Förslag till begränsningar av grundvattenanvändning från jordlagren inom zon 1</i>	7
<i>Förutsättningar för att minska skyddszonens utsträckning</i>	7
Skyddszon för brunnar i berg	7
<i>Förslag till skyddszon i berggrundvattnet</i>	7
<i>Förslag till begränsningar av grundvattenanvändning från berg inom zon 2</i>	8
<i>Förutsättningar för att minska skyddszonens utsträckning</i>	8
Jord och bergbrunnar som inte används för vattenförsörjning	8
Kontroll	9
Plansch 1	Undersökningspunkter
Plansch 2	Isolinjer interpolerad bergyta
Plansch 3	Isolinjer interpolerade grundvattennivåer
Plansch 4	Isolinjer klorfenoler i grundvatten omedelbart över berg
Plansch 5	Isolinjer klorfenoler ytligt grundvatten
Plansch 6	Förslag till skyddsområde för grundvatten i jord och berg

Mål med skyddszoner

Målet med skyddszonerna är att beskriva geografiska områden som kan användas i den kommunala planeringen för att se till att människor i Lidhult har vattenförsörjning som inte är kontaminerat med klorfenoler från markföroreningen vid Lidhults fd träimpregneringsanläggning. Skyddszonerna ska också kunna ge vägledning om behovet av extra kontroll av vattenkvaliteten på lång sikt.

Kriterier för avgränsning av skyddszoner

Skyddszonen är utformad med utgångspunkt från att grundvattnet ska kunna användas för *dricksvattenförsörjning*. Det innebär att det är livsmedelsverket och socialstyrelsens gränsvärde för bekämpningsmedel i dricksvatten som avgör graden av försiktighet i gränsdragningen. Gränsvärdet för bekämpningsmedel i dricksvatten är för närvarande 0,1 µg/l vilket är en mycket låg halt som i praktiken ungefär motsvarar detektionsgränsen vid en normal analys i laboratorium.

Underlagsmaterialet för skyddszonernas avgränsning är:

- föroreningens utbredning 2010,
- förväntad resthalt efter sanering,
- förväntad spridning i framtiden, dvs. hydrogeologiska förhållanden nu och förväntade hydrogeologiska förhållanden i framtiden.

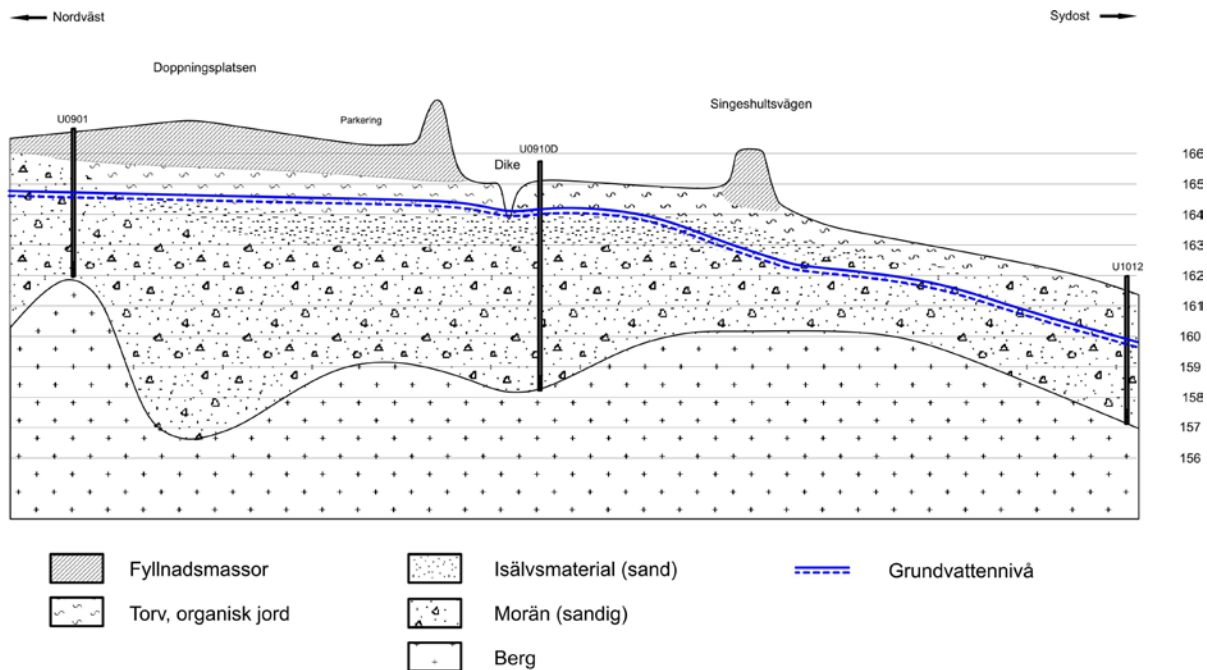
Avgränsningen utförs så att det i ett *långsiktigt perspektiv* (>100 år) är liten risk att halten klorfenoler grundvattnet når över livsmedelsverkets gränsvärde i de områden som ligger utanför skyddsområdet.

Hydrogeologiska förhållande

Jordgeologi

De jordartsgeologiska förhållandena vid den nedlagda träimpregneringsanläggningen i Lidhult är relativt väl undersökta. En god bild av jordartsgeologiska förhållanden erhålls av jordartskartan från SGU samt de ca 50 borrhningar och de geofysikprofiler som utförts i jordlagren. På **plansch 1** visas läge för samtliga grundvattenrör som utförts vid Lidhults träimpregneringsanläggning.

Jordgeologin i Lidhult präglas av isälvsmaterial och sandig morän. En åskärna löper i sydväst-nordostlig riktning omedelbart söder om Lidhultsån. Norr om åskärnan finns det ett relativt stort område in mot centrala Lidhult som täcks av sand, även detta isälvstransporterat. I det förorenade området finns ett relativt tunt sandlager (1-2m) som hör till utkanten på isälvsavlagringen. Under isälvsmaterialet ligger flera meter sandig morän över berg. Nära markytan finns det ställvis fyllnadsmassor, torv och avfall (från träindustrin) som huvudsakligen ligger över grundvattenytan. I **figur 2** visas ett principiellt tvärsnitt från områdets nordvästra del, tvärs genom det förorenade området och ned mot Lidhultsån. Profilens ungefärliga läge visas på **plansch 2**.



Figur 2 Pricipiellt tvärsnitt genom det förorenade området från nordväst, genom dopningsplatsen, ned mot Lidhultsån i sydost,

Berggeologi

Berggrunden i Lidhult är inte så väl känd. Berggrundsbladet till hydrogeologiska kartan (SGU Ah nr 10) anger att berggrunden består av grå ådrad gnejs och att berggrunden är relativt homogen i så motto att det inte finns några större sprickzoner markerade kring Lidhult. SGU:s flygmagnetiska mätningar kring Lidhult tyder på att det finns två förhärskande sprickriktningar; nordnordväst-sydsydost samt öst-västlig.

Topografin kring Lidhult är flack vilket även det tyder på att berggrunden är relativt homogen utan större sprickzoner eller variationer i mineralsammansättning. Bergytan och berggrunden lokalt kring dopningsplatsen har undersökts med geofysiska metoder, resistivetsmätning och refraktionsseismik, samt inte minst de borrhningar som gjorts i jordlager till bergytan. Inga borrhningar har gjorts i berg.

En samlad bedömning av informationen från de olika källor som finns för berggrundsgeologin är att berggrunden är relativt homogen och saknar större sprickzoner. Både flygmagnetiska mätningar från SGU och de resistivetsprofiler som utförts lokalt kring det förorenade området tyder på att det *kan finnas* mindre sprickzoner i berggrunden eftersom anomalier i berggrunden kan identifieras med resistivetsmätning. De förhärskande sprickriktningarna förväntas vara nordnordvästlig-sydsydostlig eller östvästlig. Någon tydligt identifierad spricka eller sprickzon i berget har inte säkert identifierats.

Berggrundens *topografi* bedöms ha stor betydelse för hur pentaklorfenol ursprungligen spridits från dopningsplatsen och även var pentaklorfenol ansamlats och lagrats under de decennier som gått sedan impregneringsverksamheten upphörde. På **plansch 2** visas interpolerade värden på berggrundens topografi beräkna utifrån borrhningar som drivits till berg. Interpolationen har utförts med metoden kriging i mjukvaran Surfer

Grundvatten

Jordmaterialet i grundvattenzonen består av sandig morän som har en hydraulisk konduktivitet kring $1 \cdot 10^{-5}$ m/s, vilket bestämts med slugtest i 8 grundvattenrör som står i de djupa moränlagren. I den övre delen av grundvattenzonen är jordmaterialet en sand som har en något högre hydraulisk konduktivitet, ca $3 \cdot 10^{-5}$ m/s vilket bestämts med slugtest i 4 grundvattenrör. Totalt sett bedöms jordlagren i området ha god genomsläpplighet för vatten vilket gör att grundvattengradienterna i området generellt är flacka.

Grundvattnets strömningsriktning kan bedömas med utgångspunkt från interpolerade isolinjer på uppmätta grundvattennivåer. Nivåmätningar i grundvattenrör har utförts efterhand som borrningar genomförts. I vissa rör som borrades tidigt har grundvattennivån mätts vid flera tillfällen. Amplituden för grundvattennivån i området är ca 3 dm under ett år. Den mest kompletta bilden av grundvattennivåer är från maj-juni 2010 då grundvattennivåer avlästes i de flesta grundvattenrören och även ytvattennivåer mättes in. Isoliner för interpolerade grundvattennivåer under maj-juni 2010 samt den yttre begränsningslinjen för föroreningsplymen visas på **plansch 3**. Interpolationen har gjorts med kriging i mjukvaran Surfer 8.

Grundvattnets isolinjer visar att grundvattnet i det förorenade området huvudsakligen strömmar mot sydost i riktning mot Lidhultsån. Grundvattnet dräneras delvis ut i ett större dike som börjar ca 100 meter från doppningsplatsen, se **plansch 3**. Analyser av ytligt grundvatten, **plansch 5**, visar att det finns ett samband mellan ytligt förekommande klorfenoler och ett utströmningsområde för grundvatten (ett dike) på längre avstånd från det primära källområdet. Klorfenoler förekommer i ytligt grundvattnet vid dikets första del (U0905Y och 0910Y) samt på andra sidan Singeshultsvägen (U1006) där dikets dränerande nivå blir betydligt lägre än uppströms, se även figur 1 ovan. Klorfenoler nära ytan förekommer annars bara nära doppningsplatsen som utgör det primära källområdet.

Utströmningsområde för grundvatten finns även i nordväst där ett större dike börjar strax norr om Storgatan. Spridning av klorfenoler i denna riktning har inte detekterats vilket bedöms bero på att berg skärmar av grundvattenströmmen i denna riktning.

Väster om fabriksområdet finns det ett större dike som vid inmätning visat sig ligga på en högre höjd än det förorenade området. Även grundvattennivåer i gölen vid fotbollsplanen ligger på lite högre höjd. Det bedöms därför ske en viss inströmning av grundvatten från väster, in mot det förorenade området.

I den nordöstra delen av det undersökta området, vid U1004 och U1010 är grundvattengradienten mycket flack och dränerar eventuellt inte ut mot diket vid Singeshultsvägen och vidare mot Lidhultsån i söder. Istället finns det en flack gradient mot nordost till en dagvattenledning i Storgatan eller till öppna diken norr om Lidhult. Strömning i denna riktning är inte helt tydlig baserat på grundvattennivåmätningar, men det bedöms ändå vara troligt att grundvatten i den nordöstra delen av undersökningsområdet strömmar mot nordost eftersom även föroreningsplymen har en avstickare i denna riktning.

Föroreningsplym

Här redovisas endast spridning i jordlagren eftersom spridning av klorfenoler i berg inte närmare undersökts.

Plymen av förorening från doppningsplatsen bedöms ha spridits med två olika processer. Densitetsstyrd transport på grund av vätskans högre densitet samt som mer eller mindre löst ämne i grundvattnets strömningsriktning.

Densitetsstyrd strömning har bara betydelse när det är en tylig densitetsskillnad mellan vätskan och omgivande grundvatten vilket var fallet när klorfenol ursprungligen spreds. Den ursprungliga vätskan har varit ca 5% tyngre än vatten och bedöms ha runnit över bergytan, samlats i djuphålor vid doppningsplatsen och även följt grundvattenströmmen mot sydost, som även sammanfaller med bergytans storskaliga lutning, till lokala hålor i berggrunden vid U0905D och U0910D. Bergnivån redovisas på **plansch 2**. På **plansch 4** visas interpolerade halter klorfenoler i grundvattnet omedelbart över bergytan.

Idag bedöms inte den förorenade vätskans densitet ha betydelse för ytterligare *spridning* av klorfenoler. Däremot kan högre densitet göra att förorenat grundvattnet *hålls kvar* nära bergytan. Den spridning av klorfenoler som förekommer idag bedöms i stället ske med grundvattnet i grundvattengradientens riktning. Det innebär i praktiken att klorfenoler läcker från djuphålor i ursprungligen förorenat område till grundvattnets utströmningsområden vid diket mot Lidhultsån. En mindre del av föroreningsplymen läcker ut i riktning mot nordost, i grundvattengradientens riktning. Ytligt förekommande klorfenoler, **plansch 5** bedöms ge en god bild av att klorfenoler läcker från djupa nivåer till ytliga nivåer i grundvattnets utströmningsområden längs diket ned mot Lidhultsån.

Det är troligt att föroreningsplymens tillväxt i stort sett har avstannat. Undantaget är plymens nordöstra del där långsam spridning mot nordost eventuellt fortfarande kan ske.

Skyddszon för jordgrundvatten

Förslag till skyddszon i jordlagren

Förslag till skyddszon för jordgrundvatten visas på **plansch 6**. Undersökningen av grundvattengradienterna och därmed grundvattenströmningen visar att det är rimligt att anta att föroreningen i stort sett har nått sin maximala utbredning. Avgränsningen av skyddsområdet görs så att

- allt jordgrundvatten som uppvisat detekterbara halter ($>0,1 \mu\text{g/l}$) av klorfenoler inkluderas i skyddszonen,
- ett säkerhetsavstånd på ca 100 meter från närmsta förorenade punkt läggs inom skyddsområdet,
- områden som ligger i strömningsriktningen nerströms förorenat grundvatten inkluderas (grundvattenzonen från kulvert under Singeshultsvägen, längs diket ned till Lidhultsån),

Förslag till begränsningar av grundvattenanvändning från jordlagren inom zon 1.

Inom skyddszonen för jordgrundvatten är det olämpligt att använda jordgrundvattnet som dricksvatten. I det fall fastighetsägare ändå vill använda enskild brunn för dricksvattenförsörjning kan det fungera utan hälsorisker om halten klorfenoler i vattnet regelbundet analyseras och gränsvärdet 0,1 µg/l klaras.

Grundvatten från jordlagren kan efter att sanering utförts till resthalter <50 µg/l användas till alla hushållsbehov utom dricksvatten. Vattnet kan alltså t.ex. användas till dusch, toalett, disk, tvätt, annan rengöring och även bevattning av grönsaker för konsumtion utan att det uppstår några hälsorisker av betydelse.

Vid åtgärder som riskerar att förändra grundvattnets strömningsriktning behöver risk för spridning av klorfenoler till området utanför skyddszonerna beaktas. Påverkan kan t.ex. ske genom uttag i brunnar, infiltration, dikning eller fördämningar.

Förutsättningar för att minska skyddszonens utsträckning

Kriteriet för avgränsning av skyddszonen är gränsvärden för bekämpningsmedel i dricksvatten. För att med rimliga skäl kunna *minska* skyddsområdets utsträckning behöver kriteriet för avgränsningen uppfyllas på en *större* yta. I praktiken behöver alltså halten klorfenoler i grundvattnet minska till 0,1 µg/l i en betydande del av det förorenade området för att skyddszonens utsträckning ska kunna minskas.

Ett sätt att uppnå det är om det går att skapa och verifiera en gradient i en bestämd riktning genom skyddspumpning. Förutsättningarna för att lyckas med detta bedöms vara någorlunda goda eftersom det finns gott om grundvattenrör installerade, jordens genomsläpplighet är relativt hög och det finns utrymme i grundvattenzonen att göra en grundvattenavsänkning i en brunn. Denna teknik skulle eventuellt kunna vara användbar. Det gäller särskilt i den nordöstra delen av området där det finns risk att det fortfarande sker en spridning av klorfenoler.

Skyddszon för brunnar i berg

Förslag till skyddszon i berggrundvattnet

Undersökningar av berggrundvatten och berggrundsgeologiska förhållande har utförts i mindre omfattning. Skyddszonens utformning baseras på mätningar av klorfenoler i enskilda vattentäkter samt bedömda strömningsförhållande i berg baserat på grundvattenförhållanden i jordlagren och på ytan. Grundvattennivån och därmed även strömningsriktningen bedöms vara ungefär densamma i berg som i jord.

Berggrundvattnets utströmningsområden bedöms vara desamma som jordgrundvattnets utströmningsområden. Berggrundvattnet bedöms huvudsakligen strömma mot sydost till Lidhultsån. Berggrundvatten bedöms även kunna strömma norrut mot diket i Lidhults nordvästra del eller mot nordost till diken nordost om Lidhult. Grundvattenströmning i berg i västlig riktning mot enskilda brunnar vid Bassaråsvägen bedöms vara mindre troligt eftersom uppmätta vattennivåer på ytan visar att det sker en

inströmning västerifrån och att markytan generellt ligger lite högre väster om Lidhult.

Avgränsning av skyddszonen för berggrundvatten görs så att:

- berggrundsområden som ligger under förorenade jordlager inkluderas i skyddszonen,
- berggrundsområden som bedöms ligga nedströms jordlager som är förorenade inkluderas i skyddszonen,
- ett säkerhetsavstånd på 200-400 meter utöver nedströmszonen används.

Förlag till avgränsning av skyddszon för berggrundvatten visas på **plansch 6**.

Förslag till begränsningar av grundvattenanvändning från berg inom zon 2.

Inom skyddszonen för berggrundvatten är det olämpligt att använda berggrundvattnet som dricksvatten. I det fall fastighetsägaren ändå vill använda enskild brunn för dricksvattenförsörjning kan det fungera utan hälsorisker om halten klorfenoler i vattnet regelbundet analyseras och gränsvärdet 0,1 µg/l klaras. I dagsläget har inga bergborrade brunnar påträffats med detekterbara halter av klorfenoler

Grundvatten från berg kan efter att sanering utförts till resthalter <50µg/l användas till alla hushållsbehov utom dricksvatten. Vattnet kan alltså t.ex. användas till dusch, toalett, disk, tvätt, annan rengöring och även bevattning av grönsaker för konsumtion utan att det uppstår några hälsorisker av betydelse.

Vid åtgärder som riskerar att förändra grundvattnets strömningsriktning behöver risk för spridning av klorfenoler till området utanför skyddszonerna beaktas. Påverkan kan t.ex ske genom uttag i brunnar, infiltration, dikning eller fördämningar.

Förutsättningar för att minska skyddszonens utsträckning

Vattenkvaliteten i berggrundvattnet är inte väl undersökt. Analyser har utförts på befintliga vattentäkter i berg. Avgränsningen av skyddszonen i berg baseras huvudsakligen på bedömningar av hur klorfenoler skulle kunna sprida sig i berggrundvattnet. För att kunna minska skyddsområdet i berg behöver framförallt spridningen av klorfenoler i berggrunden kunna beskrivas med mätningar och beräkningar. Ett annat sätt att kunna argumentera för att skyddsområdet kan minskas är att skapa en tydlig gradient i en känd riktning, dvs. skyddspumpa i berggrundvattnet och att med mätning verifiera att grundvattengradienten i berg blir riktad in mot brunnen i ett tillräckligt stort område. Förutsättningarna att lyckas med skyddspumpning bedöms som relativt dålig eftersom sprickor berggrunden inte är så väl kända.

Jord och bergbrunnar som inte används för vattenförsörjning

Enligt Sveriges Geologiska Undersöknings brunnarsarkiv finns det en mängd brunnar, främst bergbrunnar i centrala Lidhult. Den vanligaste

användningen av bergbrunnar är bergvärme. Dörrknackning i byn har också visat att det därutöver finns fler gamla jordbrunnar som inte används eller som används för trädgårdsbevattning och liknande.

Grundvatten som innehåller klorfenoler kan användas för ändamålet jord/bergvärme utan att det medför några hälsorisker. Vid utförandet av energibrunnar behöver personal som kommer i kontakt med grundvattnet skydda sig mot att få grundvatten i munnen. Lämpliga skyddsåtgärder är handskar, skyddsglasögon och noggrann handhygien.

Kontroll

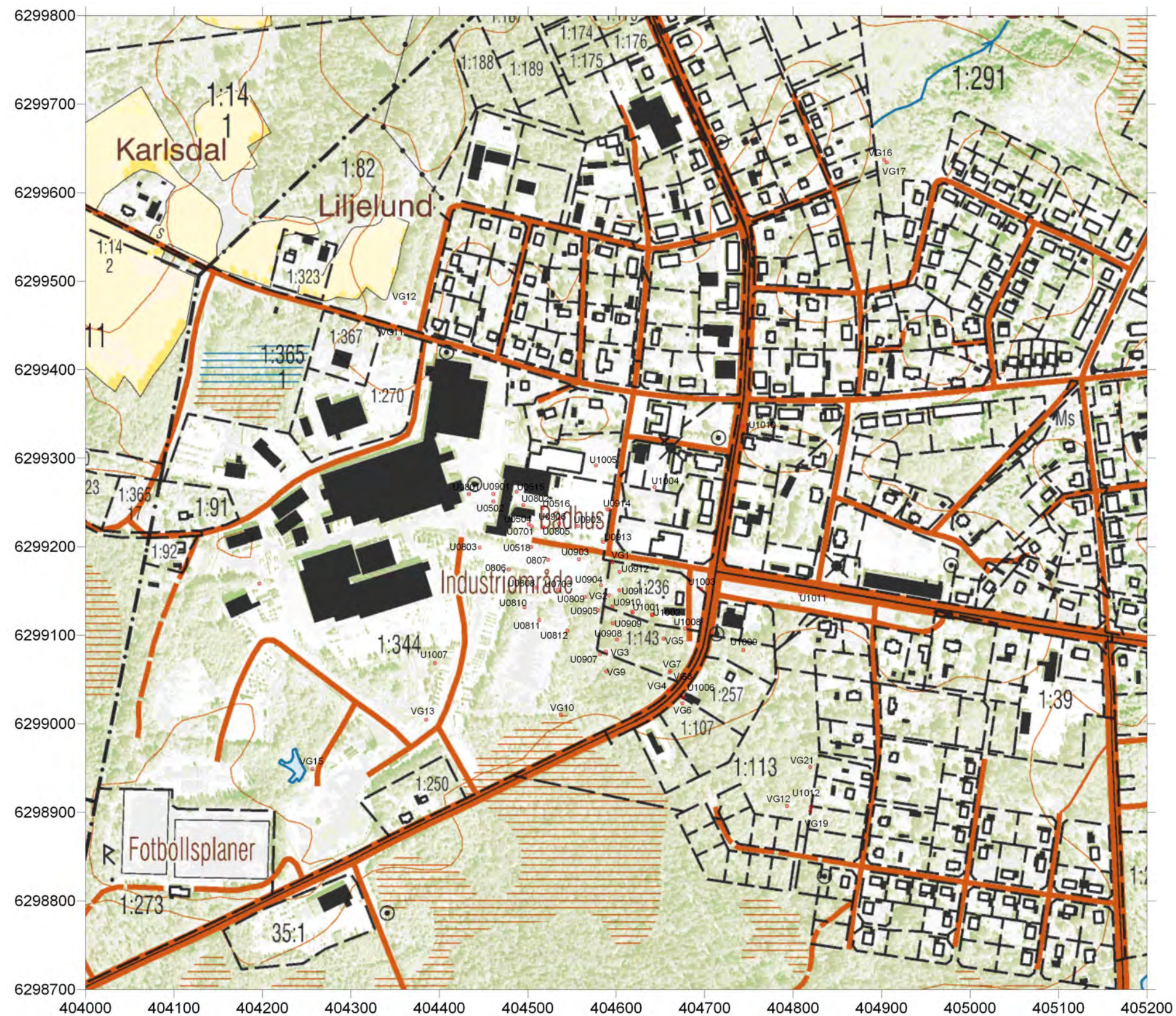
Ett kontrollsystem för att se till att syftet med skyddsområdet upprätthålls bör inrättas. Här redovisas riktlinjer för några beståndsdelar kontrollprogrammet bör ha.

1. Grundvattenflöde. Utformningen av skyddsområdet baseras på att grundvattnets strömningsförhållande är som idag. Kontroll av att grundvattnets strömningsförhållande inte ändras påtagligt inom skyddszonen och i dess närhet behövs. Nyinstallation av brunnar för större uttag av grundvatten bör inte tillåtas.
2. Befintliga brunnar inom skyddsområdet kan i vissa fall användas för dricksvattenförsörjning utan hälsorisk. Provtagning och analys av klorfenoler bör då göras minst 2 ggr/år.
3. Det kommunala vattenverket har jordbrunnar i skyddsområdet för berggrundvatten vid Lidhultsån. Eftersom Lidhultsån är ett utströmningområde för berggrundvatten till jordlagren bör analys av klorfenoler göras 1ggr/år.

Kalmar 2010-12-09

Baltic Enviro

Daniel Glatz



0811

Mät punkt

0 100 200 Meter

Swedref 99 TM

Baltic Enviro

Svensknabbvägen 29, 39351 Kalmar
www.balticenviro.se, daniel.glatz@balticenviro.se
0703-397736

Ljungby kommun, Lidhult

Undersökningspunkter

Skala: 1:5000 (A3)

Kalmar
2010-12-09

Plansch 1



161 Isoliner Bergyta (m)
160
159
158
157

Tvärsnitt figur 1 (i texten)

0811 Mätpunkt

0 50 100 Meter
Swedref 99 TM

Baltic Enviro
Svensknabbevägen 29, 39351 Kalmar
www.balticenviro.se, daniel.glatz@balticenviro.se
0703-397736

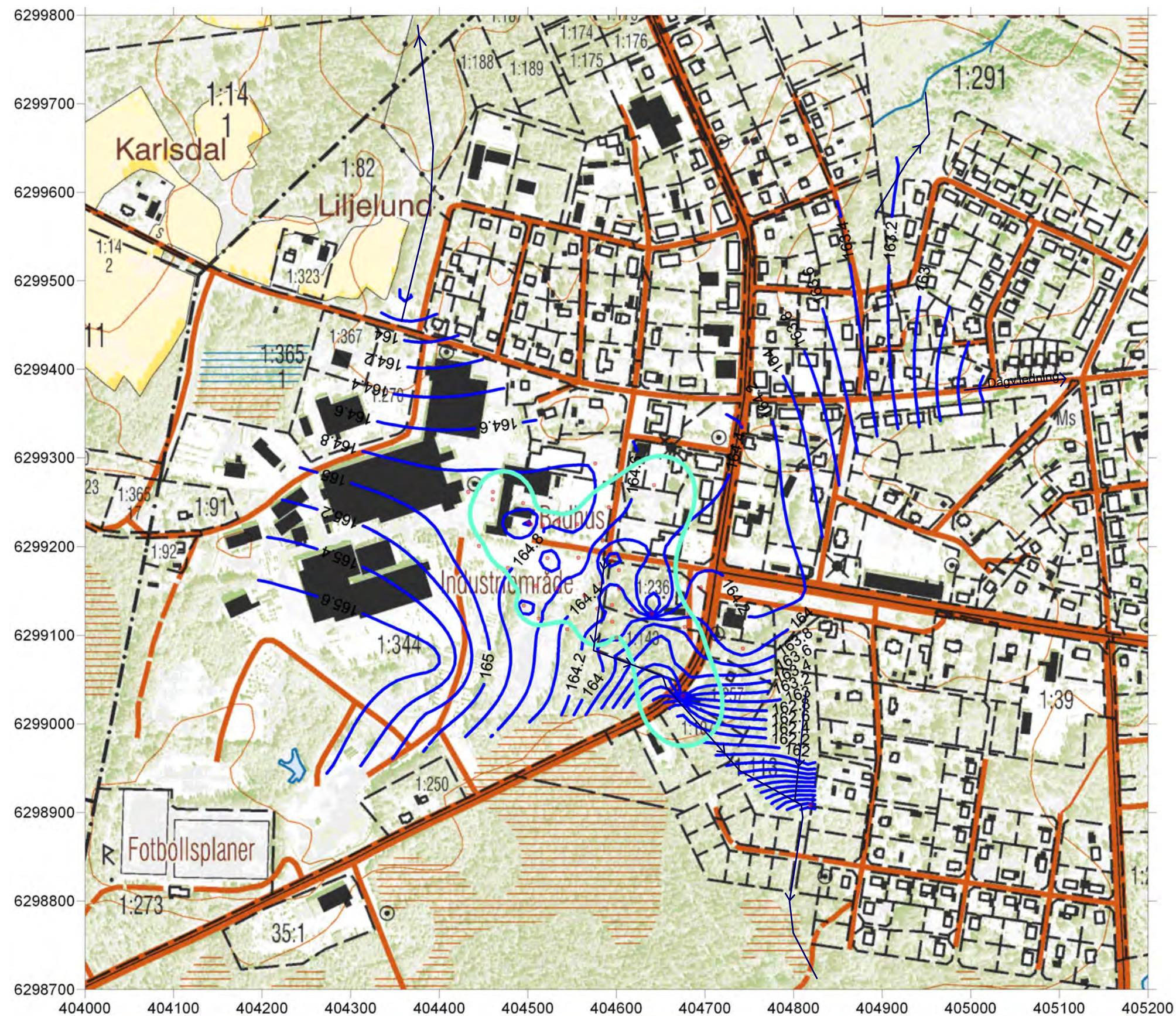
Ljungby kommun, Lidhult

Interpolerade isoliner
Berggrundens överyta

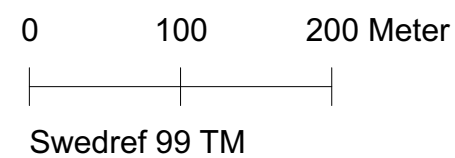
Skala: 1:2500 (A3)

Kalmar
2010-12-09

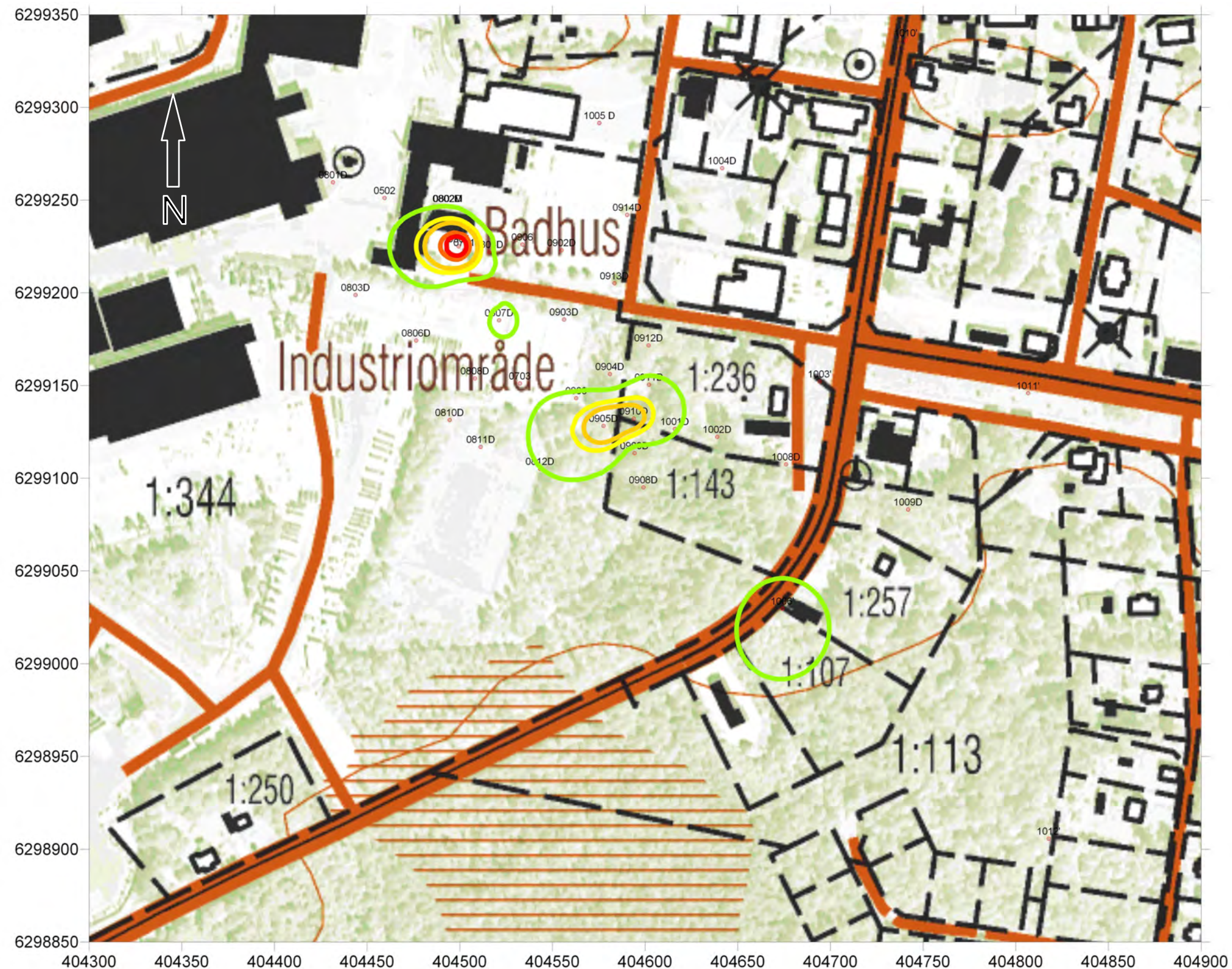
Plansch 2



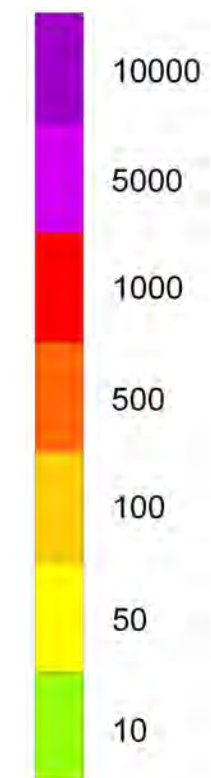
- 161 Isoliner Grundvatten (m)
- Utbredning föroreningsplym
- 0811 Mät punkt



Baltic Enviro Svensknabbevägen 29, 39351 Kalmar www.balticenviro.se, daniel.glatz@balticenviro.se 0703-397736		Ljungby kommun, Lidhult	
		Interpolerade isoliner Grundvattennivå maj-juni 2010	
Skala: 1:5000 (A3)		Kalmar 2010-12-09	Plansch 3



Isolinjer klorfenolhalt $\mu\text{g/l}$



0811 Mät punkt

0 50 100 Meter

Swedref 99 TM

Baltic Enviro

Svensknabbevägen 29, 39351 Kalmar
www.balticenviro.se, daniel.glatz@balticenviro.se
 0703-397736

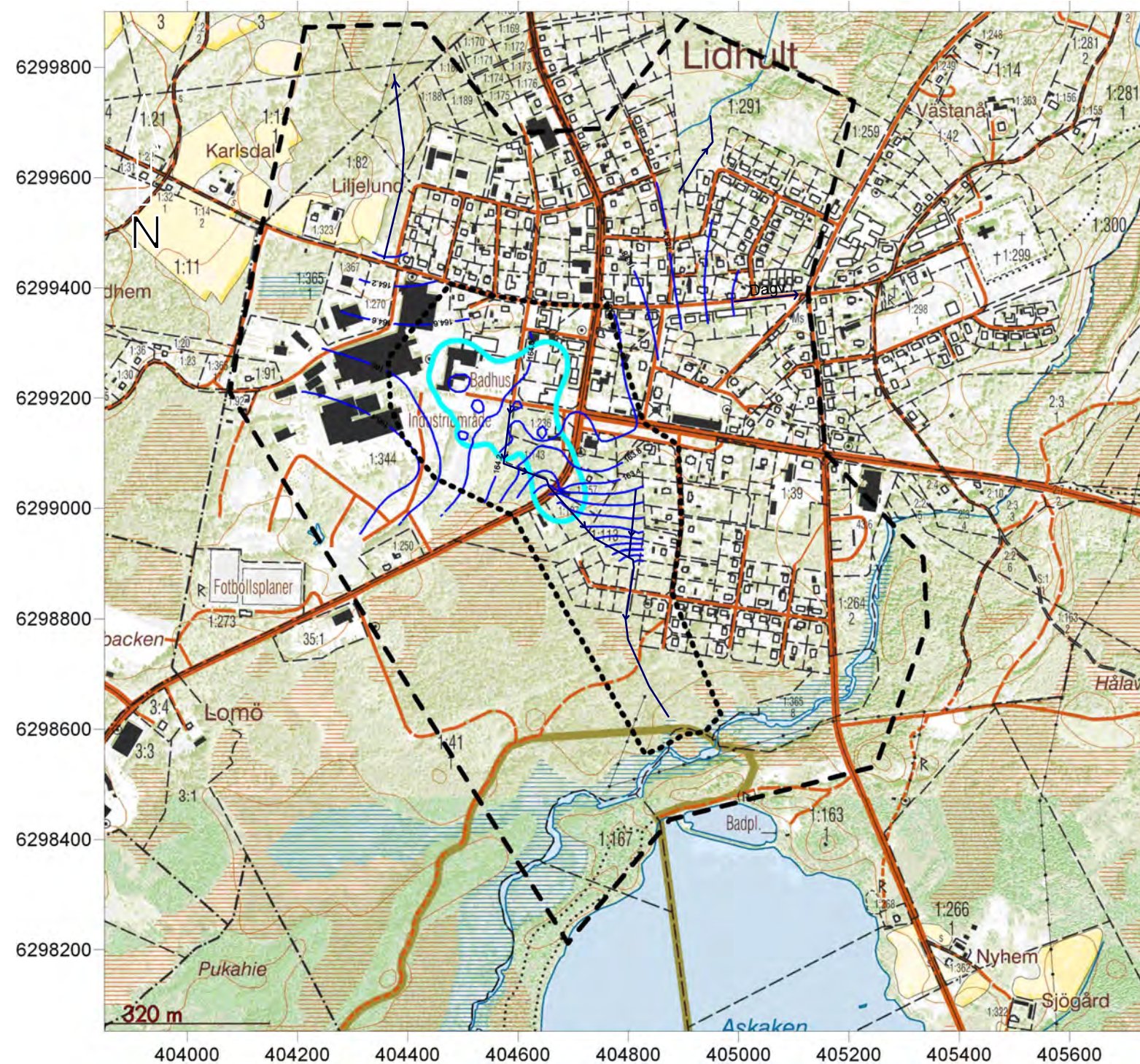
Ljungby kommun, Lidhult

Interpolerade isolinjer
 Klorfenoler ytligt grundvatten

Skala: 1:2500 (A3)

Kalmar
 2010-12-09

Plansch 5



- Skyddsområde jordgrundvatten
- - - - Skyddsområde berggrundvatten
- 161 Isoliner Grundvatten (m)
- Utbredning föroreningsplym

0 200 400 Meter

Swedref 99 TM

Baltic Enviro

Svensknabbevägen 29, 39351 Kalmar
www.balticenviro.se, daniel.glatz@balticenviro.se
0703-397736

Ljungby kommun, Lidhult

Lidhult träimpregneringsanläggning
Skyddsområde grundvatten

Skala: 1:10000 (A3)

Kalmar
2010-12-09

Plansch 6

1 Underlag för bedömning av hälsorisker för pentaklorfenol i vatten som används för bevattning av grönsaker

Upprättad av: Annika Åberg

Datum: 2010-11-23

Reviderad: 2011-09-15

1.1 Bakgrund

Pentaklorfenol som förekommer i vatten som används i bevattningssyfte kan medföra en hälsorisk för människor om ämnet tas upp i växter som intas som föda. Sekundär exponering kan även uppstå om pentaklorfenol anrikas i jord i samband med bevattningen, och om jorden sedan intas av människor. Sekundärt kontaminerad jord kan även bidra till människors exponering om partiklar fastnar på växter som sedan intas som föda.

För att undersöka hälsorisker kopplade till pentaklorfenolförorenat grundvatten som används för bevattning av grönsaksodlingar har två humanexponeringsscenarier upprättats i riskbedömningsmodellen CalTOX. Modellen har utvecklats i USA för riskbedömning av förorenade platser och innehåller exponeringsvägar kopplade till bevattning av växter.

Modellen håller vetenskaplig kvalitet då den ofta används som verktyg i forskarmiljöer och den har reviderats och förfinats i flera steg. Den finns även fritt nedladdningsbar via internet och den har tidigare tillämpats för dioxin inom ramen för Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samt i andra projekt på uppdrag av Naturvårdsverket. Jämfört med riktvärdesmodellen är den mer avancerad då den innehåller 23 olika exponeringsvägar och den kan med fördel användas för ämnen som snarare är lösta i vatten än förekommer i jordmatriser.

Generellt skiljer sig CalTOX från riktvärdesmodellen i ett antal punkter:

- 1) Halveringstider för organiska ämnen i olika media inkluderas
- 2) Kemiska ämnens beteenden styrs såväl av lösligheter vatten och luft som av fördelningskoefficienter
- 3) Modellen räknar framlänges, dvs uppmätta halter i miljön och tillhörande exponeringsdoser kan simuleras

1.2 Metod

Två olika humanexponeringsscenarier har upprättats i CalTOX; ett för vuxna och ett för barn. Varje scenario innehåller 2 exponeringsvägar som illustreras i Figur 1. Föroreningskällan är pentaklorfenol i grundvatten som används för bevattning och föroreningarna tas upp av växter via marken. Upptag av föroreningar direkt via bladytorna ingår ej. Marken i sig antas inte innehålla förhöjda halter pentaklorfenol innan bevattningen sker.



Figur 1. Exponeringsvägar i CalTOX som beskriver risker för människor kopplade till användning av grundvatten för bevattning.

Parametervärdena för de två scenarierna i CalTOX är baserade på parametervärdena för känslig markanvändning (KM) enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Tabell 1).

Table 1. Parametervärden från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Känslig Markanvändning, KM) som inkluderats i CalTOX. För vissa parametrar har enheten räknats om för anpassning till CalTOX modellstruktur.

Parameter	Barn	Vuxna
Kroppsvikt (kg)	15	70
Exponeringens varaktighet (år)	6	74
Intag av jord (mg/dag)	120	50
Exponerad hudyta (m ²)	0,5	0,5
Adsorption av jord till hudyta (mg/m ²)	2000	2000
Antal dagar med hudexponering (dagar/år)	120	120
Intag av grönsaker (kg/dag)	0,25	0,40
Andel bladgrönsaker/rotfrukter	0,5/0,5	0,5/0,5
Andel av intag från förorenat område (%)	10	10

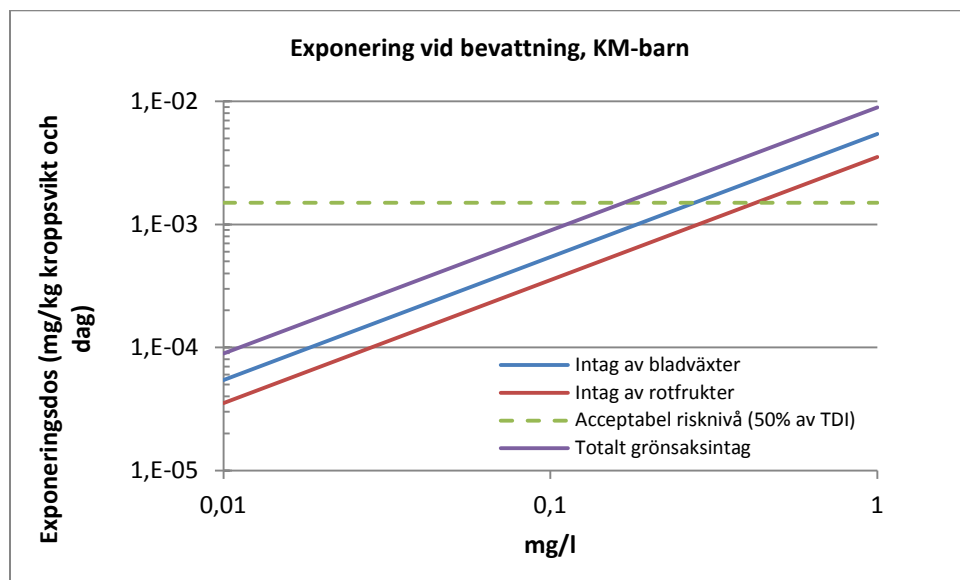
Det humantoxikologiska gränsvärdet för pentaklorfenol i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell utgörs av ett tolerabelt dagligt intag (TDI; $3,0 \times 10^{-3}$ mg/kg kroppsvikt och dag; NV, 2009), vilket är framtaget för icke-cancerogena effekter. TDI innebär att risken för negativa effekter är liten så länge som exponeringsdosen underskrider gränsvärdet vid långvarig exponering. De beräknade exponeringsdoserna från CalTOX (som också anges i mg/kg kroppsvikt och dag) står för den genomsnittliga dagliga exponeringen som människor teoretiskt kan utsättas för vid de antaganden som gjorts i modellen och kan därmed jämföras mot TDI. Eftersom Naturvårdsverket rekommenderar att ett förorenat område inte får bidra till mer än 50% av den dagliga exponeringen har $1,5 \times 10^{-3}$ mg/kg kroppsvikt och dag använts som humantoxikologiskt gränsvärde vid bedömningen av riskerna.

För att åskådliggöra den teoretiska korrelationen mellan hälsorisker och olika halter i grundvattnet har beräkningarna utförts vid 0,01 och 1 mg/l pentaklorfenol i grundvattnet. Riskerna mellan dessa två halter har åskådliggjorts genom linjär regression.

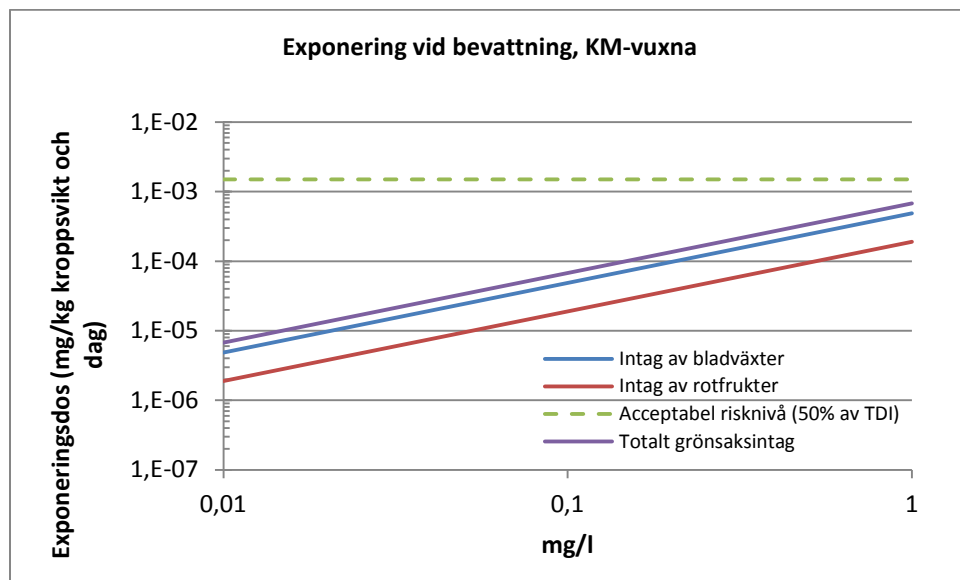
1.3 Resultat

1.3.1 Exponeringsdoser

Resultatet från beräkningarna med CalTOX redovisas som linjära korrelationer mellan risknivån (exponeringsdos jämfört mot 50% av TDI) och koncentrationen av pentaklorfenol i grundvatten för barn (Figur 2) respektive vuxna (Figur 3).



Figur 2. Uppskattad exponeringsdos (mg/kg kroppsvikt och dag) för barn vid intag av grönsaker som vattnats med grundvatten som innehåller pentaklorfenol (mg/l).



Figur 3. Uppskattad exponeringsdos (mg/kg kroppsvikt och dag) för vuxna vid intag av grönsaker som vattnats med grundvatten som innehåller pentaklorfenol (mg/l).

Beräkningen visar att pentaklorfenol i bevattningsvatten kan ge upphov till en signifikant exponering (ca 50% av TDI) för barn redan vid 0,3-0,4 mg/l. För vuxna är halterna i grundvattnet inte lika kritiska då halter över 1 mg/l kan tillåtas utan att risken anses som oacceptabel. Vid halter under 0,1 mg/l är risken för negativa hälsoeffekter sannolikt mycket liten för vuxna. För barn ligger exponeringen vid 0,1 mg/l under den acceptabla risknivån som motsvarar 50 % av TDI.

1.3.2 Osäkerheter i beräkningarna

Eftersom beräkningarna med CalTOX innehåller en rad osäkerheter då beräkningsmodellen ej validerats för pentaklorfenol är det av vikt att tydliggöra vilka säkerhetsmarginaler och osäkerheter som kan finnas i beräkningarna.

Modellen tar inte hänsyn till att pentaklorfenol rent teoretiskt kan anrikas i mark som bevattnas regelbundet med förorenat vatten. Ämnets relativt höga vattenlöslighet gör dock att man förväntar sig en relativt snabb urtvättning av jorden med infiltrerande nederbörd. Detta antagande stöds av det faktum att pentaklorfenol i allmänhet återfinns i grundvatten och inte i jordmatriser kring punktkällor. Ett högt värde på fördelningskoefficienten till oktanol (K_{ow}) antyder dock att fastläggning till partiklar som innehåller organiskt kol är möjlig. Denna typ av fastläggning bidrar till att minska tillgängligheten för upptag i växters rotsystem och mekanismen gynnas av en hög halt organiskt kol som ofta återfinns i odlingsjordar. Om pentaklorfenol som tillförs markytan vid bevattning tvättas ut eller fastläggs i ett bevattningsscenario går endast att spekulera i. Det låga ångtrycket gör att man inte förväntar sig någon omfattande avdunstning då vattendropparna exponeras för omgivande luft.

Värdena för humanexponeringsparametrarna är hämtade från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Naturvårdsverkets princip är att värdena ska representera rimliga men försiktiga antaganden som ej riskerar att underskatta exponeringsrisken. I likhet med de flesta andra modellparametrar omfattas dessa av betydande osäkerheter som t.ex. är kopplade till naturliga variationer i hur människor betar sig, hur mycket de äter, väger, osv. Eftersom beräkningarna endast utförts med punktskattningar enligt deterministisk metodik har parameterosäkerheterna inte tydliggjorts. Denna typ av osäkerheter kan leda både till över- och underskattning av riskerna men den deterministiska metodiken leder i allmänhet till överskattningar. Då värdena i grunden är framtagna av Naturvårdsverket och följer verkets principer om försiktiga antagande kan man utgå från att de är framtagna med bibehållna säkerhetsmarginaler.

Modellens beräkning av hur mycket pentaklorfenol i grundvattnet som tas upp av rötter och bladdelar är sannolikt förknippad med en stor osäkerhet. Exakt hur stor denna osäkerhet är går ej att avgöra utan tillgång till empiriska data. Det går inte heller att avgöra om modellen tenderar att överskatta eller underskatta upptaget. För rotfrukter är det sannolikt att modellen bidrar till en överskattning av riskerna eftersom hydrofoba ämnen med höga värden på K_{ow} anrikas i rotfrukters skal genom diffusion och bidrar i mindre utsträckning till förhöjda halter i den

skalade fruktkroppen. Eftersom CalTOX beräknar en jämviktskoncentration för hela rotfrukten riskerar modellen därmed att överskatta upptaget av ämnen där transporten in i rotfrukten styrs av diffusion. Som en extra försiktighetsåtgärd bör dock den slutliga bedömningen av vilka halter i grundvattnet som kan anses acceptabla ur ett bevattningsperspektiv ta hänsyn till att upptaget i grönsaker kan ha underskattats i beräkningarna.

1.3.3 Rekommenderade halter i grundvatten

Med beaktande av de osäkerheter och säkerhetsmarginaler som diskuterats ovan bör den rekommenderade medelhalten för pentaklorfenol i grundvattnet ej överskrida 0,1 mg/l. Eftersom medelhalten är framtagen för ett bevattningsscenario skulle det kunna tolkas som enbart ett somarmedelvärde men bör gälla som ett årsmedelvärde av rent praktiska skäl.

Vid grundvattenkoncentrationer kring 0,1 mg/l kan ett regelbundet intag av grönsaker ske i relativt hög omfattning, utan att det ger upphov till oacceptabla risker för barn som är den mest känsliga exponeringsgruppen. Enligt den linjära korrelation som tagits fram med CalTOX motsvarar dessa halter strax under 50% av TDI vid ett grönsaksintag som motsvarar 10% av den genomsnittliga årskonsumtionen. Då exponeringsberäkningarna gäller för långvarig exponering bör risknivån vid 0,1 mg/l ses som den acceptabla risknivån över exponeringstidens längd (d.v.s 6 år för barn), vilket innebär att en viss variation mellan olika år kan tillåtas. Eftersom acceptabla risknivåer (50% av TDI enligt Naturvårdsverkets princip) tycks kunna erhållas redan vid ca 0,2 mg/l (Figur 1), ger den rekommenderade medelhalten på 0,1 mg/l en utökad säkerhetsmarginal med hänsyn till att det råder en viss modellosäkerhet i beräkningarna.

Eftersom den deterministiska metodiken grundar sig på beräkningar med representativa punktskattningar (t.ex. medelvärden) utgör det rekommenderade värdet ett medelvärde, vilket inte ska likställas med tillåten maximal halt.

Referenser

NV, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976, Naturvårdsverket.

Saneringsmål (µg/l) och verkningsgrad i jordlagren		lagrets mäktighet i snitt (m)	Area (m ²)	Kumulativ Area (m ²)	Medelmängd 5klorfenol i arean (g/m2) (g/m2)	Djupt 5klor (g)	Kumulativ 5klor (g)
		(m)	(m ²)	(m ²)	(g/m2)	(g)	(g)
Mängd KlorFenol (g)		2					
mikrog/l	g/m3						
10000,0	2	2	14	14	4,000	57	57
5000,0	1	2	403	418	2,667	1076	1133
1000,0	0,2	2	2465	2883	0,933	2301	3434
500,0	0,1	2	2250	5132	0,267	600	4034
100,0	0,02	2	6396	11528	0,093	597	4631
50,0	0,01	2	4040	15568	0,027	108	4738
10,0	0,002	2	18610	34178	0,009	174	4912
5,0	0,001	2	13147	47325	0,003	35	4947
1,0	0,0002	2	72798	120123	0,001	68	5015
Summa							5015

Porositet: 0,20

Saneringsmål (µg/l) och verkningsgrad i jordlagren		lagrets mäktighet i snitt (m) (m)	Area (m ²)	Kumulativ Area (m ²)	Medelmängd 5klor i arean (g/m ²) (g/m ²)	Ytligt 5klor (g) (g)	Kumulativ 5klor (g) (g)	Summa klor (g) (g)
Mängd KlorFenol (g)		5						
mikrog/l	g/m ³							
10000,0	2	5						57
5000,0	1	5	0	0	6,667	0	0	1133
1000,0	0,2	5	83	83	2,333	193	193	3626
500,0	0,1	5	88	171	0,667	59	251	4285
100,0	0,02	5	836	1006	0,233	195	446	5077
50,0	0,01	5	673	1679	0,067	45	491	5230
10,0	0,002	5	5771	7450	0,023	135	626	5538
5,0	0,001	5	16363	23813	0,007	109	735	5682
1,0	0,0002	5	89366	113178	0,002	209	943	5958
Summa							943	5958

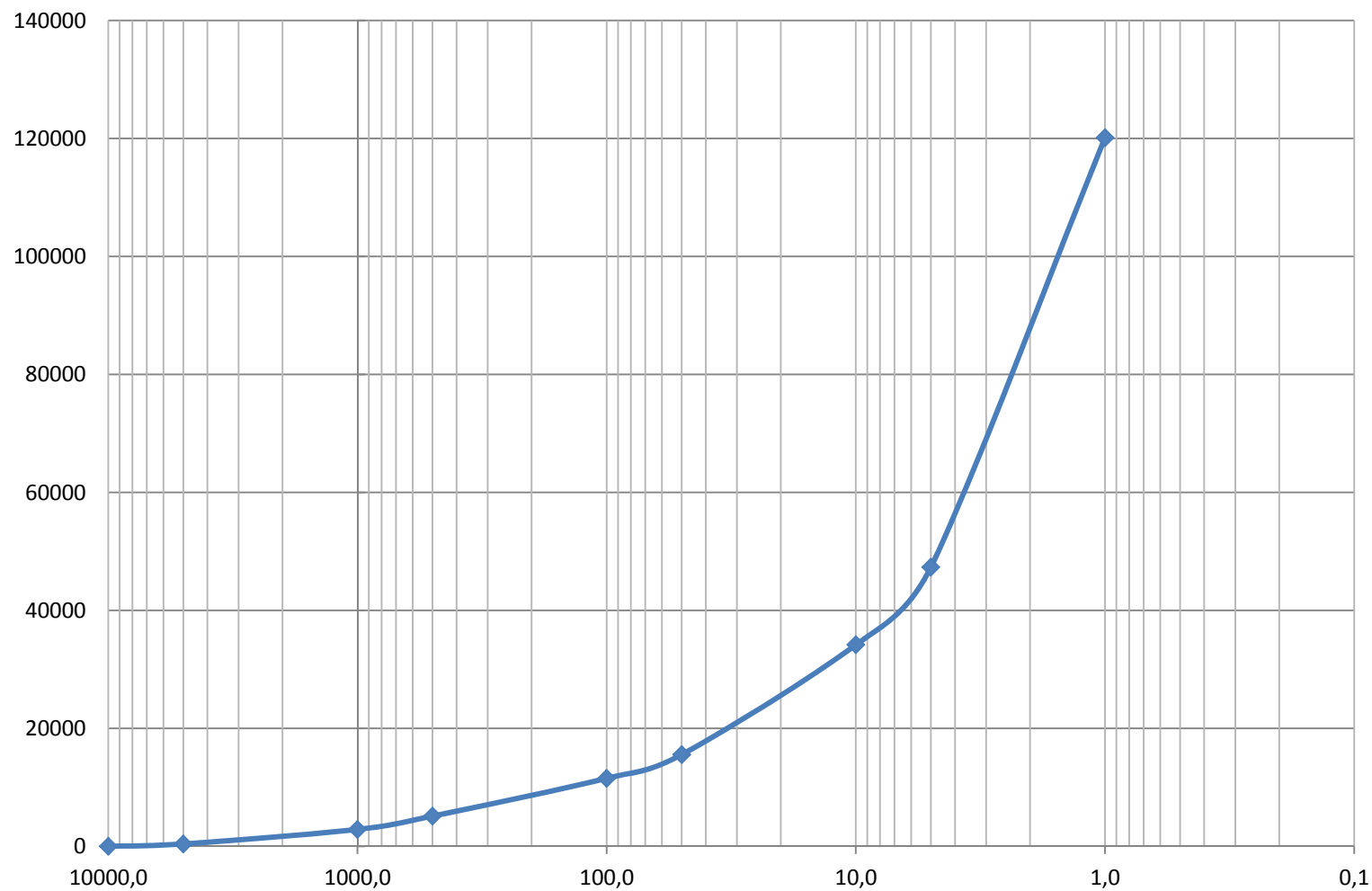
Porositet: 0,20

Saneringsmål ($\mu\text{g/l}$) och verkningsgrad i jordlagren		Totalt sanerat (g)	Andel sanerad Pentaklor i jordlagren %	Sanerad area (m^2)
Mängd KlorFenol (g)				0
mikrog/l	g/ m^3			
10000,0	2	57	1%	14
5000,0	1	1133	19%	418
1000,0	0,2	3626	61%	2883
500,0	0,1	4285	72%	5132
100,0	0,02	5077	85%	11528
50,0	0,01	5230	88%	15568
10,0	0,002	5538	93%	34178
5,0	0,001	5682	95%	47325
1,0	0,0002	5958	100%	120123
Summa				

Porositet: 0,20

Saneringsmål - Saneringsgyta

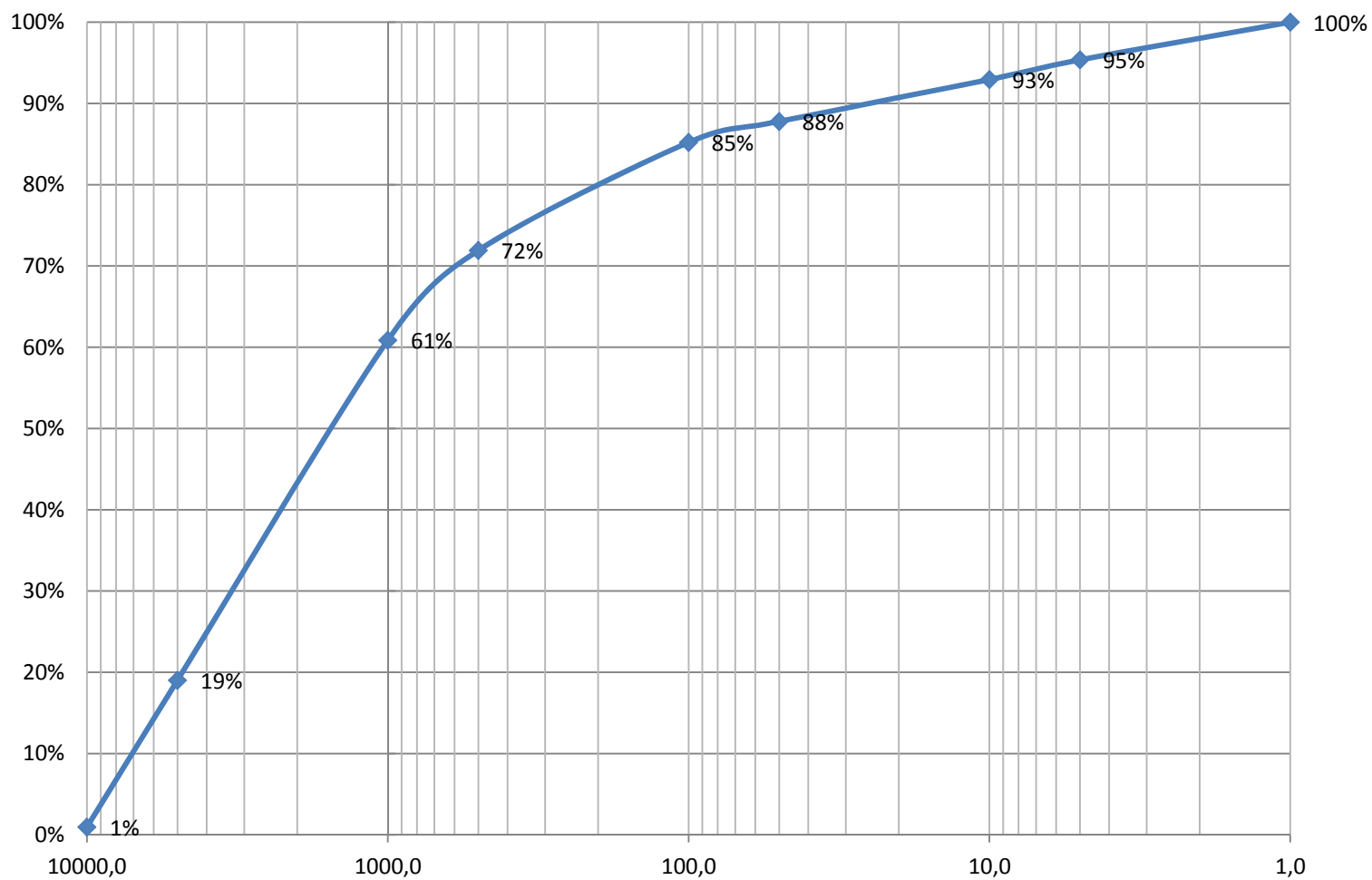
Saneringsyta
m²



Saneringsmål µg/l

Verkningsgrad - Saneringsmål Jordlagren

Verkningsgrad



Saneringsmål µg/l

Lidhults f.d. sågverk

Sanering av klorfenoler

Inledande kemisk oxidation (ISCO) av källområde

Kostnadsberäkning

Saneringsmål (µg/l):	5000	10000
Berörd yta (m ²):	420	20
Avstånd mellan punkter (m):	3	4
Yta per injekteringspunkt:	7	13
Antal injekteringspunkter:	59	2
Antal omgångar injektering:	1	1
Kostnad per injektering per punkt:	10 000	10 000
Total injekteringskostnad (kr):	594 480	15 924
Effterkontroll	100 000	20 000
Total kostnad (kr):	694 480	35 924

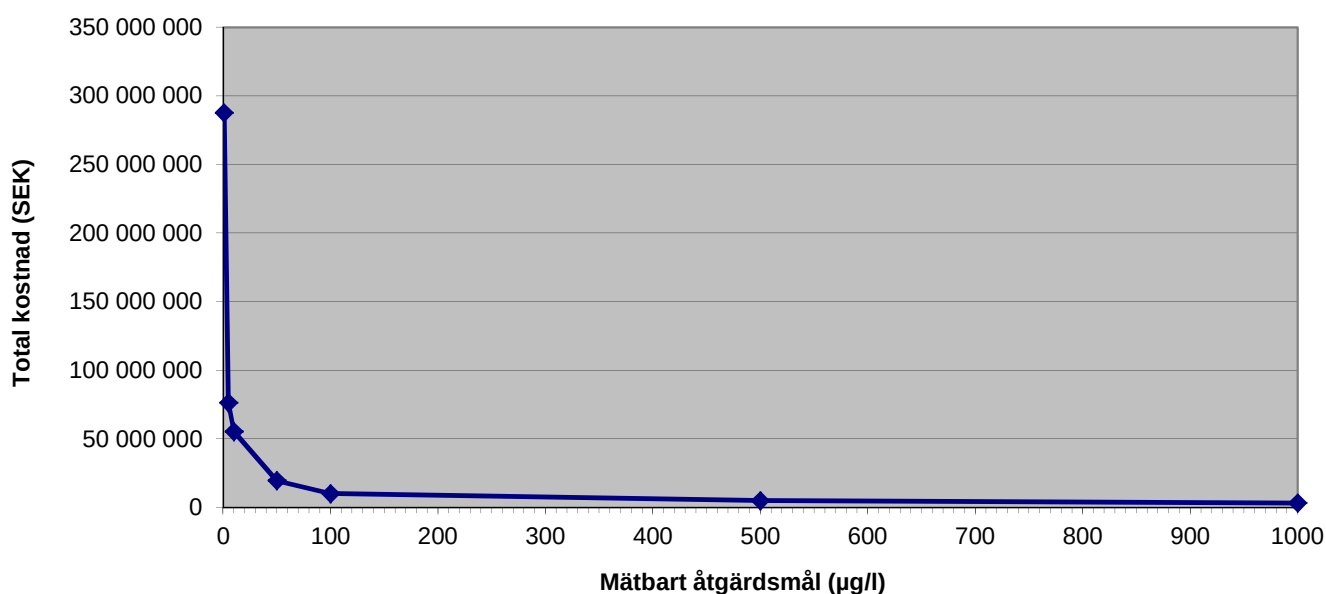
Steg 2 - stimulerad reduktiv deklorinering

Kostnadsberäkning

Saneringsmål (µg/l):	1	5	10	50	100	500	1000
Berörd yta (m ²):	120 000	47 300	34 200	15 600	11 500	5 100	2 900
Avstånd mellan punkter (m):	4	4	4	4	4	4	4
Yta per injekteringspunkt:	13	13	13	13	13	13	13
Antal injekteringspunkter:	9 554	3 766	2 723	1 242	916	406	231
Mängd förorening (kg):	6	6	6	5	5	4	4
Antal omgångar injektering:	3,0	2,0	2,0	1,5	1,0	1,0	1,0
Kostnad per injektering per punkt:	10 000	10 000	10 000	10 000	10 000	10 000	10 000
Total injekteringskostnad (kr):	286 624 204	75 318 471	54 458 599	18 630 573	9 156 051	4 060 510	2 308 917
Inledande försök:	100 000	100 000	100 000	100 000	100 000	100 000	100 000
Kostnad inledande ISCO (kr):	694 480	694 480	694 480	694 480	694 480	694 480	694 480
Kostnad efterkontroll (kr):	200 000	200 000	200 000	200 000	200 000	200 000	200 000
Total kostnad (kr):	287 618 684	76 312 951	55 453 079	19 625 053	10 150 531	5 054 989	3 303 397

Nedbruten mängd (g):	5015	4947	4912	4738	4631	4034	3434
Kostnadseffektivitet (g/kr):	0,000017	0,000065	0,000089	0,000241	0,000456	0,000798	0,001039

Kostnad som funktion av åtgärds mål



GEOSIGMA

Grap 10077

Mätrapport

Resistivitetsmätning, Lidhult, Ljungby kommun



Geosigma AB

Göteborg, 2010-06-15

GEOSIGMA SYSTEM FÖR KVALITETSLEDNING											
Uppdragsledare: Christian Carlsson	Uppdragsnr: 601956	Grp nr: 10077	Version: 1.0	Antal Sidor: 5	Antal Bilagor: 2	 SS-EN ISO 9001 					
Beställare: Baltic Enviro	Beställares referens: Daniel Glatz		Beställares referensnr:								
Titel och eventuell undertitel: Resistivitetsmätning, Lidhult, Ljungby kommun											
Författad av: Christian Carlsson 				Datum: 2010-06-15							
Granskad av: Stefan Bylin 				Datum: 2010-06-15							
<table> <tr> <td> GEOSIGMA AB www.geosigma.se geosigma@geosigma.se Bankgiro: 5331 - 7020 PlusGiro: 417 14 72 - 6 </td> <td> Huvudkontor Uppsala Postadr: Box 894, 751 08 Uppsala Besöksadr: Vattholmav. 8, Uppsala Tel: 018 - 65 08 00 </td> <td> Verkstad Uppsala Seminariég. 33 752 28 Uppsala Tel: 018 - 52 15 03 </td> <td> Göteborg Stora Badhusgatan 18-20 411 21 Göteborg Tel: 031 - 339 48 00 </td> <td> Stockholm Vegagatan 4 2tr 113 29 Stockholm Tel: 08 - 544 989 60 </td> </tr> </table>							GEOSIGMA AB www.geosigma.se geosigma@geosigma.se Bankgiro: 5331 - 7020 PlusGiro: 417 14 72 - 6	Huvudkontor Uppsala Postadr: Box 894, 751 08 Uppsala Besöksadr: Vattholmav. 8, Uppsala Tel: 018 - 65 08 00	Verkstad Uppsala Seminariég. 33 752 28 Uppsala Tel: 018 - 52 15 03	Göteborg Stora Badhusgatan 18-20 411 21 Göteborg Tel: 031 - 339 48 00	Stockholm Vegagatan 4 2tr 113 29 Stockholm Tel: 08 - 544 989 60
GEOSIGMA AB www.geosigma.se geosigma@geosigma.se Bankgiro: 5331 - 7020 PlusGiro: 417 14 72 - 6	Huvudkontor Uppsala Postadr: Box 894, 751 08 Uppsala Besöksadr: Vattholmav. 8, Uppsala Tel: 018 - 65 08 00	Verkstad Uppsala Seminariég. 33 752 28 Uppsala Tel: 018 - 52 15 03	Göteborg Stora Badhusgatan 18-20 411 21 Göteborg Tel: 031 - 339 48 00	Stockholm Vegagatan 4 2tr 113 29 Stockholm Tel: 08 - 544 989 60							

Innehåll

1	Inledning	4
2	Metod	4
3	Resultat	4
4	Utvärdering av resultat.....	5

Bilagor

Processerade mätsektioner

Tolkade mätsektioner

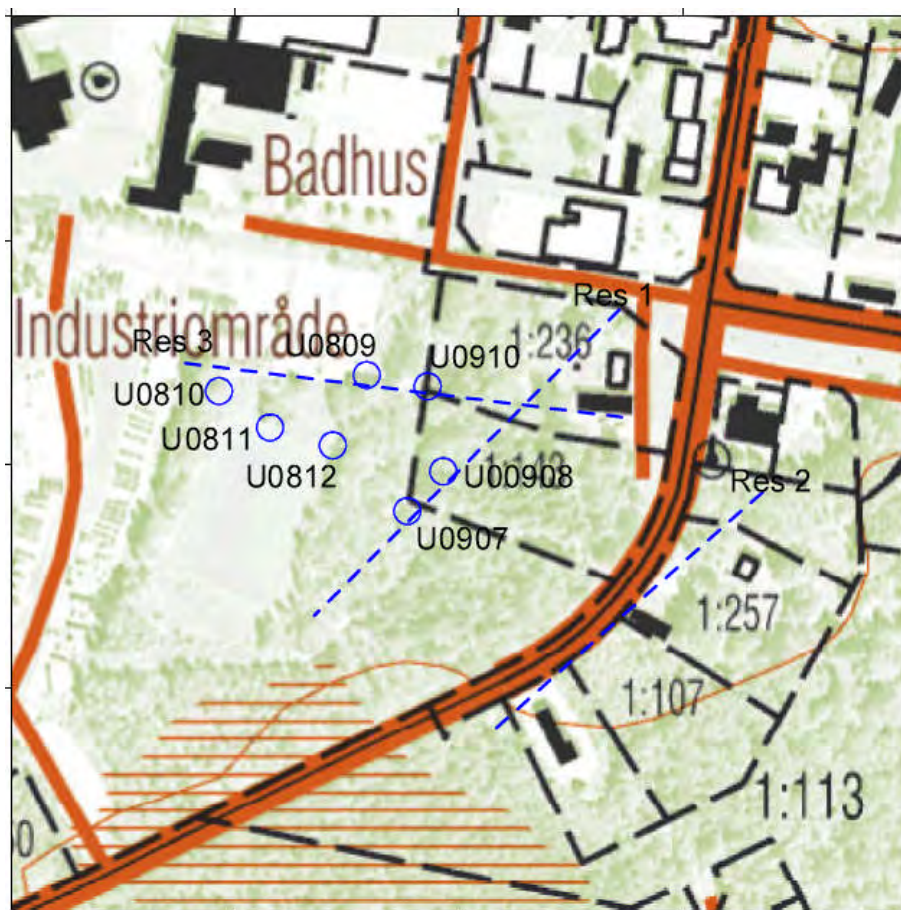
1 Inledning

Geosigma AB har på uppdrag av Baltic Enviro genomfört resistivitetsmätningar i Lidhult, Ljungby kommun. Mätningarna utgör en del av en pågående miljöundersökning i området.

Syftet med mätningarna är att få fram geologiska tolkningar av jordlagerföljd, djup till bergets överyta samt förekomst av sprickzoner i berget.

2 Metod

Mätningarna utfördes med CVES-utrustning (ABEM Lund Imaging system) med minsta elektrodavstånd av 2 meter. Mätlinjernas lägen bestämdes av beställaren vilken även medverkade vid mätningarna (se figur 1).



Figur 1. Lägen för mätlinjer samt sonderingspunkter.

3 Resultat

Resultatet presenteras på bifogade sektioner. Två sektioner per mätlinje är med processerad mätdata utan tolkningar och en sektion per mätlinje har med införda tolkningar. På ritningen med tolkningar är även färg- och längd/höjdskalor samordnade för att lättare kunna jämföra sektionerna med varandra.

Underlag till tolkningarna är mätresultatet från genomförd undersökning samt tillgänglig sonderingsinformation.

4 Utvärdering av resultat

Mätdata och processerade sektioner håller god kvalitet. På vissa mätsträckor var det svårt att få kontakt mellan elektroder och mark och en del mätdata försämrades på grund av störningar. Principen vid processeringen har varit att inte försöka "trolla bort" störningar utan istället ta hänsyn till dem vid tolkningen. Generellt för CVES-data gäller att detaljupplösning försämrats med ökat djup och då särskilt vid början respektive slutet på profilerna där det är bra att inte dra för stora slutsatser av resultatet.

Vid tolkningen har jordlagerföljden torv på friktionsjord (sand, grus, morän) ritats in. Gränsen mellan dem är inte tydlig men har bitvis styrkts av sonderingsinformation. På delar av sektionerna syns även grundvattenytan men den har inte ritats in.

Bergets överyta har med hjälp av sonderingsinformation konstaterats vara en i sektionerna synlig gräns vid ca 1500 ohmm. Resistiviteten ökar sedan generellt med djupet förutom längs en del sträckor där det fortsätter vara runt 1500 ohmm. Dessa partier tolkas som sprickzoner i berggrunden. Det finns dock inget annat än processerad mätdata som styrker det.

Res 1

Vid början av sektionen, vid den bebyggda fastigheten, tolkas det vara friktionsjord (alt. fyllnadsmassor närmast markytan) hela vägen ner till berget. In mot skogen börjar sedan torvlagret vars mäktighet ökar mot sydväst.

Bergets överyta tolkas vara relativt jämn på nivån ca 158 m. Sprickzoner tolkas in vid ca 0-20 m, 140 m och 180 m (början och slutet av profilen mer osäkert).

Res 2

Endast friktionsjord (alt. delvis fyll) på berg i början av sektionen, över villatomten. Vid ca 60-70 m var marken mycket torr (grus, makadam) och en del störningar pga kontaktbrist (och mkt hög resistivitet) framträder. Från ca 60 m tolkas torvlagret börja vars mäktighet sedan ökar något mot sydväst.

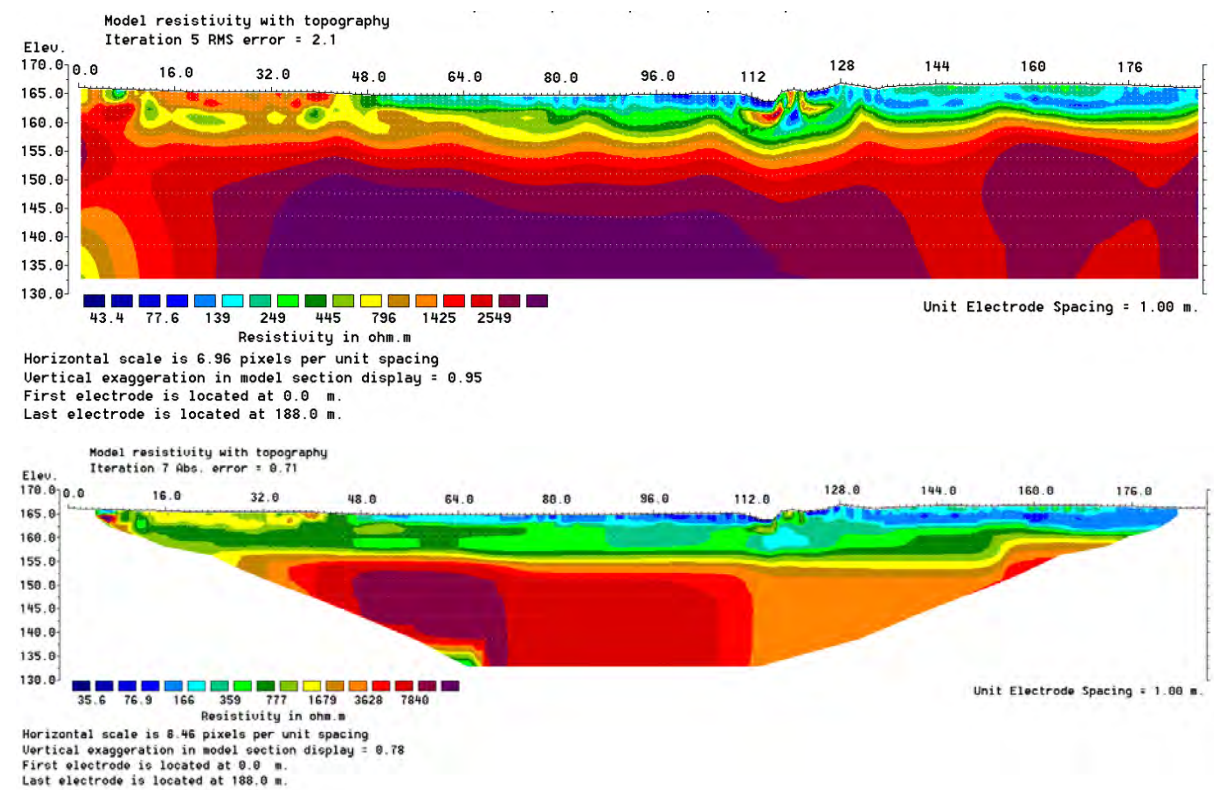
Bergets överyta tolkas variera runt 154-158 m. Sprickzoner tolkas in i början och i slutet (mer osäkra) samt vid ca 40-70 m och 120 m.

Res 3

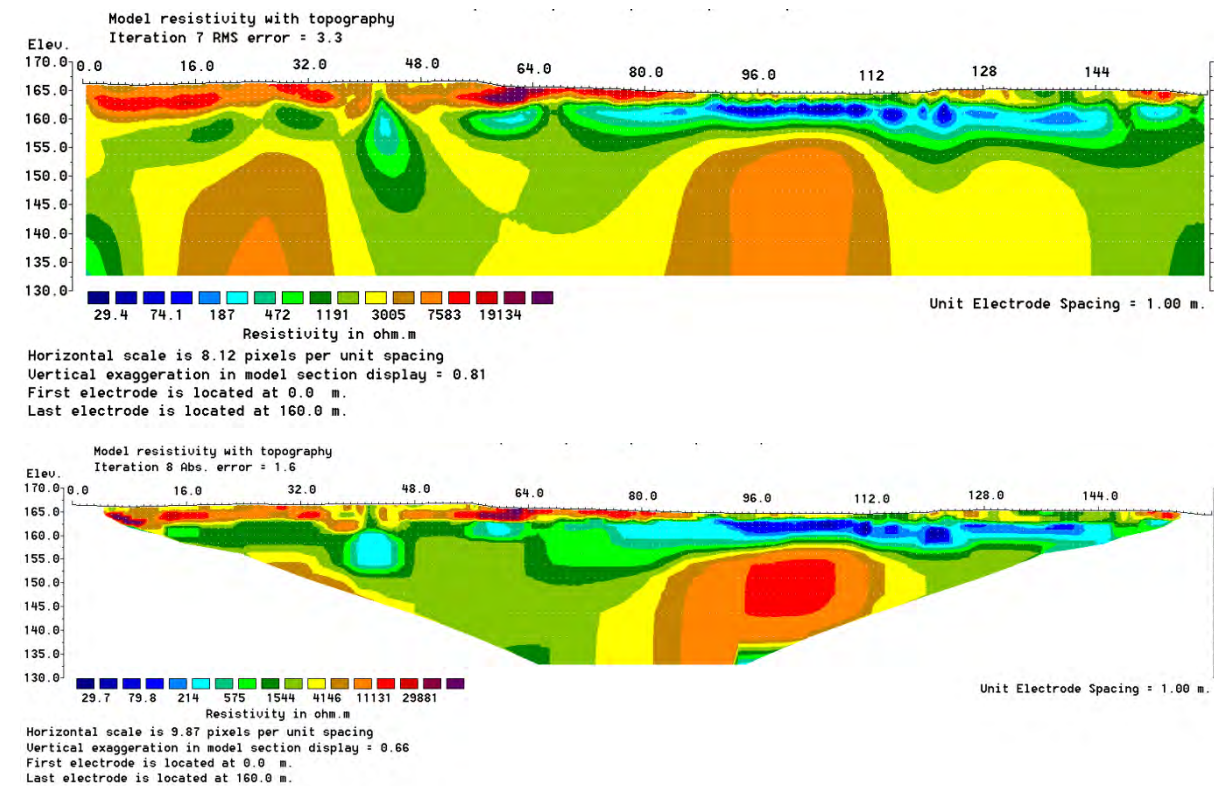
I början av profilen finns en barktipp. Var gränsen mellan bark och efterföljande torv är har inte gått att tolka.

Gränsen till berg är otydlig i början av sektionen men den ungefärliga nivån stärks av sonderingsinformation (U0810). Tolkningen visar på en sänka i berggrunden i den änden vilken även skulle kunna vara kopplad till en svaghetszon. Vidare är bergnivån svårtolkad från ca 105 m där resistiviteten i friktionsjorden är högre än längs övriga sträckor. En sprickzon tolkas in i slutet av profilen (osäker).

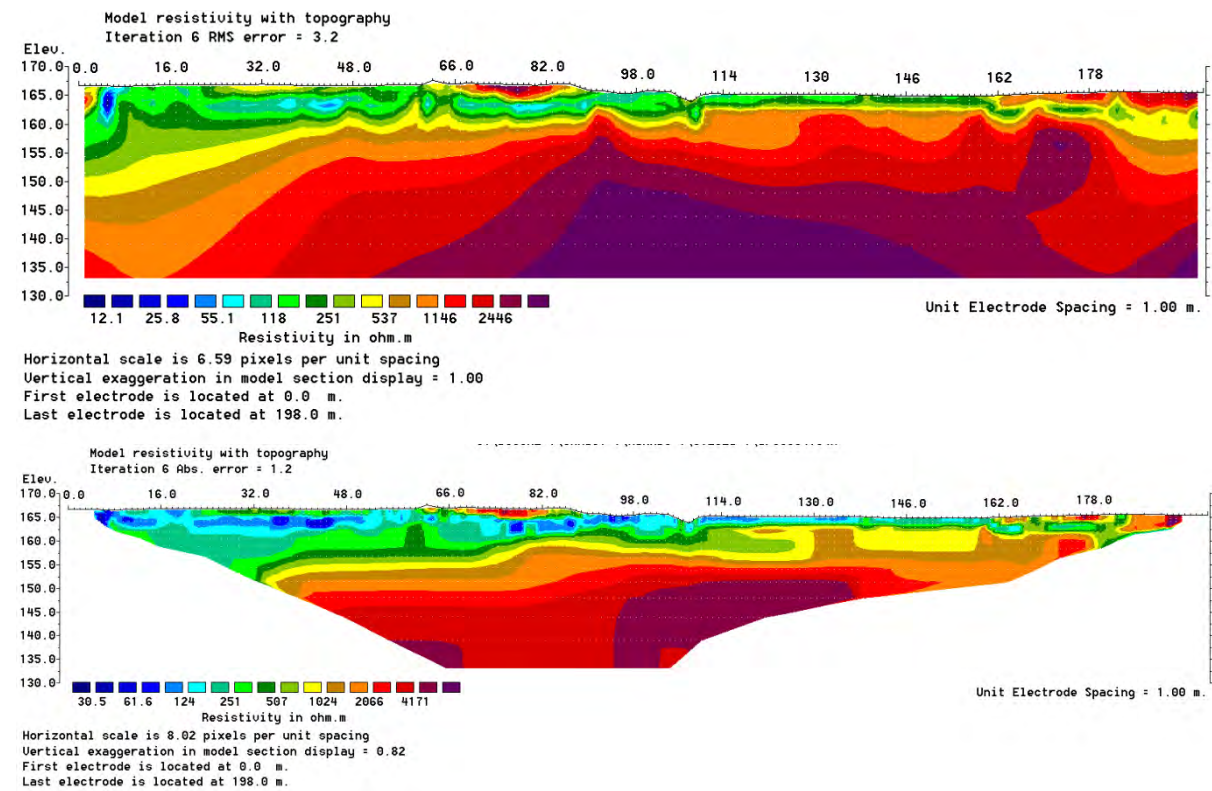
Res 1, NO-SV



Res 2, NO-SV



Res 3, V-Ö

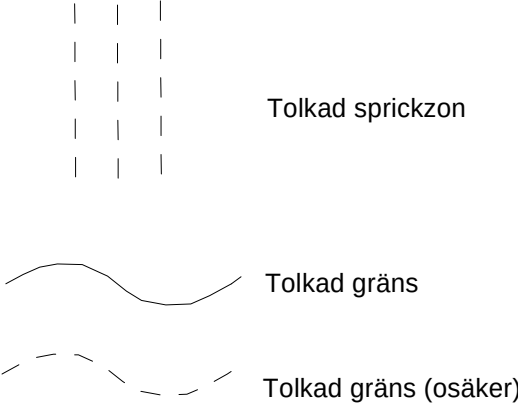
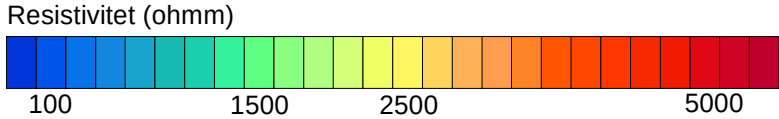
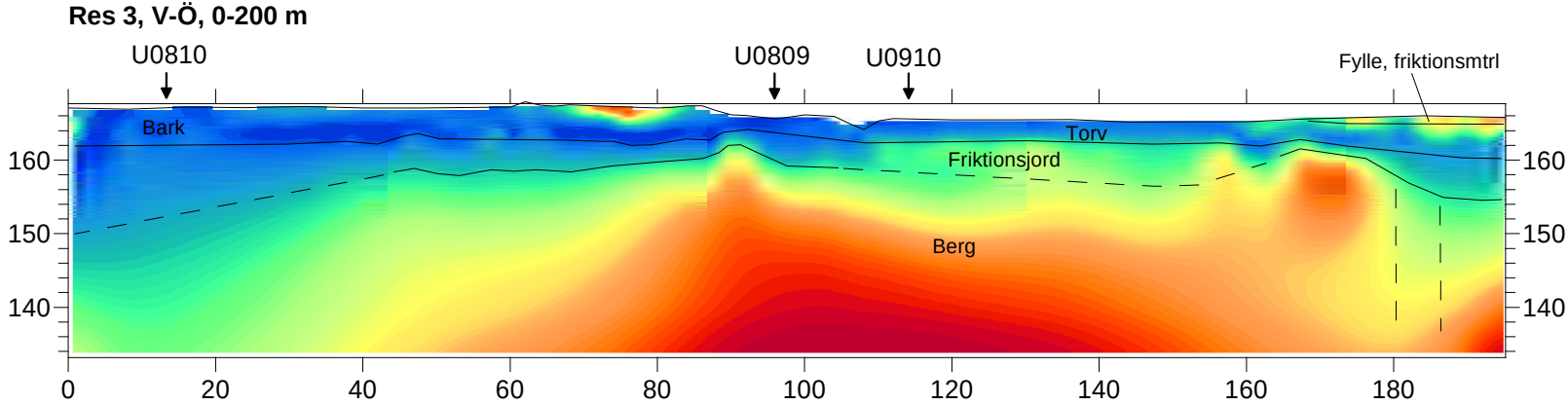
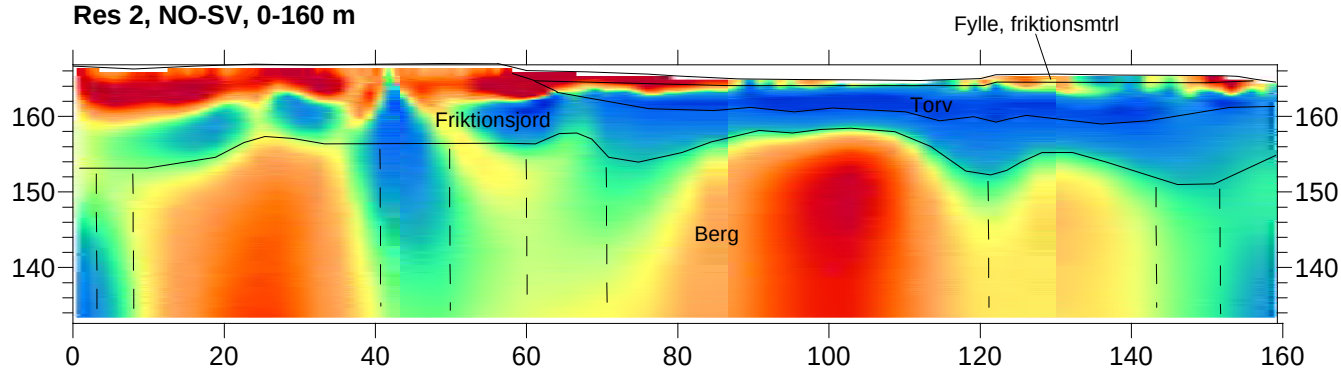
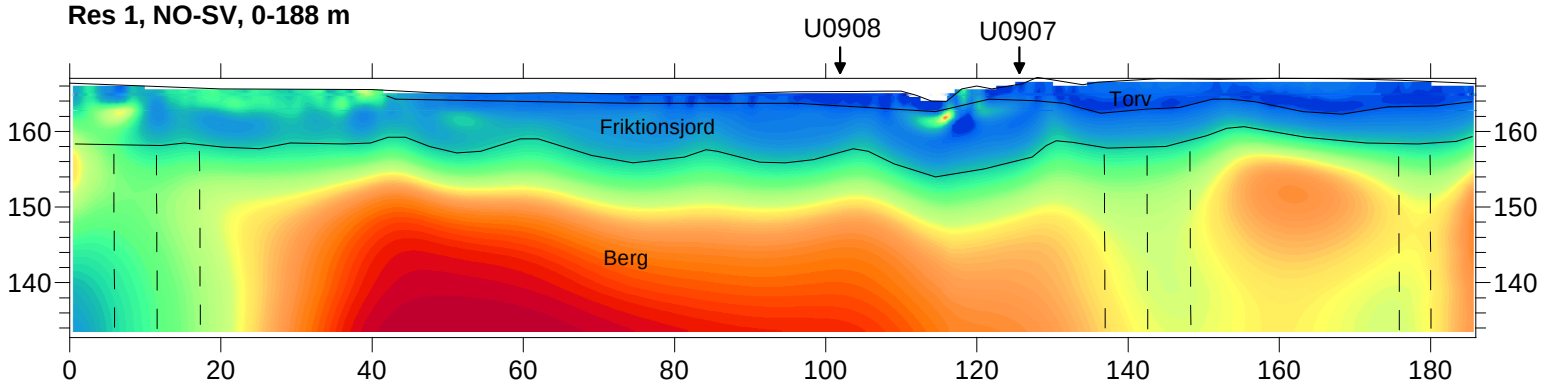


Mätsektioner processerade med två olika inställningsalternativ

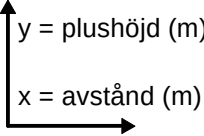
Observera att färgskalor och längd/höjd-förhållanden
inte är konsekventa

UPPRÄTTAD FÖR Baltic Enviro		Resistivitetsmätning Lidhult Processerade sektioner
SKALA	UPPDRAGSNR. 601956	
DATUM 100604	UPPRÄTTAD AV ChC	

GEOSIGMA



Friktionsjord = sand, grus, morän



UPPRÄTTAD FÖR Baltic Enviro		GEOSIGMA
SKALA	UPPDRAGSNR. 601956	
DATUM 100603	UPPRÄTTAD AV ChC	
		Resistivitetsmätning Lidhult Tolkade sektioner