

EKA –PROJEKTET I BENGTSFORS

Föroreningsituationen i mark och grundvatten

EKA 2002:2

Bengtsfors kommun

2003-10-03

Författad av

Maria Carling, Geo Innova AB¹
Pär-Erik Back, Geo Innova AB¹
Elke Myrhede, Geo Innova AB¹
Jan Sundberg, Geo Innova AB¹

¹ Geoteknik, geologi och geohydrologi

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	2
SAMMANFATTNING	4
1 BAKGRUND OCH SYFTE	7
1.1 BAKGRUND.....	7
1.2 SYFTE.....	8
2 FRÅGESTÄLLNINGAR	9
3 GENOMFÖRANDE	10
3.1 ALLMÄNT.....	10
3.2 INVENTERING.....	10
3.3 UNDERSÖKNING.....	11
3.3.1 Allmänt.....	11
3.3.2 Avgränsning av föroreningar.....	11
3.3.3 Fördelning av föroreningar.....	12
3.3.4 Förekomst av föroreningar i grundvatten.....	12
3.3.5 Bakgrundshalter.....	12
3.4 RAPPORTERING.....	13
4 RESULTAT JORD	14
4.1 ALLMÄNT.....	14
4.2 BAKGRUNDSHALTER.....	16
4.3 HALTER I YTLIG JORD.....	19
4.4 FÖREKOMST AV KVICKSILVER.....	21
4.5 FÖREKOMST AV DIOXIN.....	34
4.6 FÖREKOMST AV PAH.....	44
4.7 FÖREKOMST AV ÖVRIGA ÄMNEN.....	45
4.8 MARK UNDER BYGGNAD.....	48
4.9 JÄMFÖRELSE SIKTADE PROVER.....	49
4.10 PROVER I VATTENBRYNET.....	51
4.11 KONTROLL AV SKÖLJPROVER.....	54
5 RESULTAT GRUNDVATTEN	55
5.1 ALLMÄNT.....	55
5.2 FÖREKOMST AV METALLER.....	56
5.3 FÖREKOMST AV DIOXIN.....	60
5.4 FÖREKOMST AV PAH.....	62
5.5 FÖREKOMST AV KLORERADE ALIFATER.....	66
5.6 FÖREKOMST AV PESTICIDER.....	72
5.7 FÖREKOMST AV KLORFENOLER.....	73
5.8 FYSIKALISKA-KEMISKA PARAMETRAR.....	74
5.9 FÖREKOMST AV ÖVRIGA ÄMNEN.....	75

6	STATISTISK BEARBETNING	77
6.1	STATISTISK UTVÄRDERING AV PROVRESULTAT	77
6.1.1	Allmänt.....	77
6.1.2	Statistiska fördelningar	78
6.1.3	Medelvärden och konfidensintervall.....	80
6.1.4	Jämförelse av närprov	82
6.1.5	Kartor över föroreningsutbredning i jord.....	83
6.2	BERÄKNADE FÖRORENINGSMÄNGDER.....	86
7	SLUTSATSER	89
	REFERENSER	92

BILAGEFÖRTECKNING

- Bilaga A Screeninganalys – analyserade organiska ämnen
- Bilaga B Statistisk bearbetning – diagram och tabeller

SAMMANFATTNING

Det s k EKA-projektet startade sommaren 2002 med målet att sanera det kraftigt förorenade området invid den gamla kloralkalifabriken i Bengtsfors. EKA-området är undersökt och värderat i flera tidigare utredningar. Området karakteriseras av hög föroreningsmängd, många föroreningstyper, heterogen utfyllnad, äldre industribbyggelse samt närheten till Bengtsbrohöljen. Föroreningsproblemet inom området domineras av kvicksilver och dioxiner, som i huvudsak härrör från tiden då kloralkalifabriken var i drift (1897-1923). Även senare verksamheter inom området (bl a träimpregnering och kemtvätt) har bidragit med föroreningar såsom tungmetaller, PAH och perkloretylen. Idag används marken och byggnaderna inom undersökningsområdet (EKA-området och i söder angränsande fastigheter) till trävaruhandel, bilförsäljning, bilverkstad, garage, uppläggningsplats för båtar samt för båtutrustning.

För att öka kunskapen och förståelsen för området har en rad utredningar genomförts under hösten 2002 – våren 2003. Syftet med dessa utredningar har varit att de ska bilda underlag för en förnyad riskbedömning och riskvärdering samt utgöra underlag för val och design av åtgärder.

I denna rapport redovisas kartläggning av föroreningarnas utbredning i framförallt landområdet och strandlinjen. Rapporten baserar sig dels på de nya fältundersökningarna som utförts under 2002-2003, dels på uppgifter från tidigare utredningar. Frågeställningar rörande möjligheterna att avgränsa de kraftigt förorenade områdena, fördelning (bl a i djupled) av föroreningar samt eventuella ”nya” föroreningstyper inom området, har utgjort bakgrund till de nya kompletterande undersökningarna. En utförlig beskrivning av provtagningsförfarande och utförda analyser redovisas i rapport EKA 2002:7 (Resultatrapport).

För att kunna bedöma den lokala bakgrundshalten har ytliga jordprover tagits i sex punkter utanför själva undersökningsområdet. Resultaten visar att bakgrundshalterna av kvicksilver och dioxin i Bengtsfors tätort med omnejd är förhöjda jämfört med nationella bakgrundshalter, vilket bör beaktas i riskbedömningen.

Inom området där asfaltsbeläggning saknas har ytliga jordprover (0-0,2 m) tagits. Analysresultaten visar att halten kvicksilver inte är anmärkningsvärt hög. I två provpunkter (bl a en provpunkt i anslutning till bostadshuset inom EKA-området) överskrids Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (7 mg/kg TS) marginellt. Däremot är dioxinhalterna i de ytliga jordproven höga. I anslutning till de tidigare klorkamrarna och sågverket är halterna mycket höga (S:a PCDD/PCDF, I-TEQ >1000 ng/kg TS).

För att undersöka om jorden under den f d cellhallen är förorenad har jordprover tagits under bottenplattan i byggnaden. Prover har tagits ner till som mest 2 m under markytan. Dioxinhalterna är förhållandevis låga. I en punkt överskrids Naturvårdsverkets humantoxbaserade riktvärde för mindre känslig markanvändning. Kvicksilverhalten är däremot hög eller mycket hög.

En sammanställning av resultat avseende kvicksilver i jord 0-0,5 m under markytan från samtliga undersökningar under perioden 1996-2003, visar att den ytnära föroreningen i huvudsak är koncentrerad till EKA-tomten. Sammanställningen inkluderar både ytligt tagna prover från icke-belagda ytor (0-0,2 m, se ovan) samt ytliga prover tagna med skruvborr (0-0,5 m). Högst halter har uppmätts vid udden och i marken under den f d cellhallen. I dessa båda högkontaminerade områden har kvicksilverhalter på > 4000 mg/kg TS uppmätts i ytnära jord.

En liknande sammanställning för kvicksilver i jord 0-3 m respektive 3-6 m under markytan, visar att höga kvicksilverhalter förekommer inom stora delar av EKA-tomten. Även i östra delen av undersökningsområdet, vid Vexia, överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (7 mg/kg TS). Halterna i södra delen av undersökningsområdet (vid bussgaraget) är generellt låga. Inom den högkontaminerade udden förekommer halter >100 mg/kg TS även på större djup (3-5 m). Inom övriga delar av undersökningsområdet har endast ett fåtal prover tagits på dessa djup, men dessa resultat visar på relativt låga halter. En rimlig avgränsning för den högkontaminerade udden bedöms vara den ursprungliga strandlinjen (år 1870) utmed den norra strandkanten och en linje ca 30 m söder ut från uddens spets.

För att begränsa antalet analyser i undersökningen 2002-2003 har dioxin i ett första skede endast analyserats på ett urval prover. I tidigare undersökningar har huvudsakligen samlingsprov från flera olika provpunkter analyserats. En sammanställning av samtliga analysresultat avseende dioxin i jord från undersökningar 1996-2003 visar att höga halter av dioxin kan hittas inom stora delar av undersökningsområdet. En jämförelse med gamla strandlinjer visar att i princip hela utfyllnadsområdet innehåller höga dioxinhalter, samt även delar av det område inom EKA-tomten som var landområde även före 1870. Området söder om bussgaraget (ej utfyllt område) tycks ”opåverkat”. Endast enstaka prov finns från nivåer djupare än två meter under markytan. Det går därför inte att utsluta att höga dioxinhalter finns även på större fyllningsdjup. En jämförelse av dioxinsammansättningen visar att denna kan variera mellan olika provpunkter. Det innebär att olika föroreningskällor för dioxin inte kan uteslutas. Något samband mellan höga halter dioxin och kvicksilver har inte kunnat visas.

PAH i jord har analyserats både i undersökningen 2002-2003 och i tidigare undersökningar. De högsta halterna av cancerogena PAH-er har uppmätts i det utfyllda området vid Vexia (>100 mg/kg TS). Halterna av övriga PAH i jord är låga och överskrider inte det humantoxbaserade riktvärdet för mindre känslig markanvändning. I förhållande till föroreningshalterna och utbredningen av kvicksilver och dioxin bedöms PAH-förorening i jord vara ett begränsat problem.

Höga halter av metaller såsom bly, koppar och arsenik har påträffats i jorden vid den högkontaminerade udden. Halterna ligger mestadels under det humantoxbaserade riktvärdet för mindre känslig markanvändning. Screeninganalyser har utförts på enstaka jordprov. I dessa screeningar har inga ”nya” föroreningar påträffats.

Föroreningsinnehållet (kvicksilver, PAH och dioxin) i olika kornfraktioner har undersökts i tre jordprov. För metaller syns en anrikning i fraktionen med finmaterial (<0,063 mm).

Grundvattenprov har tagits i 22 olika grundvattenrör, samt i ytterligare några provpunkter/sonderingshål. I flertalet fall har metaller i grundvatten analyserats både på dekanterat (ofiltrerat) och filtrerat prov. Kviksilverhalten i dekanterade prover varierar mellan <0,02 µg/l till 223 µg/l. Med några undantag överstiger grundvattenproven tagna under 2002-2003 inom EKA-tomten det kanadensiska ytvattenkriteriet. Höga halter av kvicksilver i grundvatten (dekanterade prover) har också rapporterats från enstaka prov tagna utanför själva EKA-tomten, dvs i områden där halten i jord inte är anmärkningsvärt hög. En kompletterande provtagning utfördes i några grundvattenrör i maj 2003. Halterna från denna provtagning är i flera fall avsevärt lägre än från provtagningen i december 2002. I de filtrerade proverna är halterna låga, i flera fall under rapporteringsgränsen.

Dioxin har påvisats i sju av de provtagna grundvattenrören. I övriga grundvattenrör som provtagits är halterna under rapporteringsgränsen. Rapporteringsgränsen i analysen är pga provtagningsmetoden högre än rapporteringsgränsen för ytvatten. Dessutom skiljer sig rapporteringsgränsen åt mellan olika prov (bl a beroende på utspädning av provet vid analysen). Högst halt uppvisar grundvattenprov från den högkontaminerade udden.

PAH har, med något undantag, påvisats i samtliga grundvattenprov. Halterna är generellt låga. Den högsta halten har uppmätts i grundvattenrör 325, i anslutning till nuvarande öppna träupplag inne på EKA-tomten. En jämförelse av de olika analyserade PAH-erna visar att för flertalet grundvattenrör tycks kreosottypiska PAH dominera. Det innebär att kreosot kan vara en källa till PAH-föreningarna i grundvatten, men man kan inte utesluta att även andra källor kan finnas.

Förekomsten av klorerade alifater har undersökts i en särskild utredning (rapport EKA 2002:10). Den särskilda fältundersökningen har omfattat provtagning och analys av grundvatten, ytvatten och porluft. De klorerade alifaterna antas primärt ha kommit från den kemtvätt som hade sin verksamhet i den f d kloralkalifabriken under perioden 1955 – 1975. Vid kemtvätten användes perkloretylen. Eventuellt har även tri-kloreten använts som avfettningsmedel vid det sågverk som funnits på EKA-området. I undersökningen har halter nära mättnadsgraden av klorerade alifater i grundvatten uppmätts och en källa med fri fas identifierats i grundvattenrör 310 (i anslutning till trävaruhandeln och den f d kemtvätten). Föreningensplymen bedöms sträcka sig från källan med fri fas i västlig riktning mot Bengtsbrohöljen. Resultat från analys av porluft (undersökning 2002) och jord (undersökning 1996-2000) indikerar att det sannolikt inte finns någon betydande jordförening av klorerade alifater ovan grundvattenytan.

På prov från grundvattenrör 7122 som ligger i anslutning till det tidigare sågverket har en screeninganalys utförts. Särskild uppmärksamhet har riktats mot föreningar som används som träskyddsmedel. Halterna ligger i samtliga fall under rapporteringsgränsen.

Analysresultaten avseende kvicksilver och dioxin i jord har bearbetats statistiskt, vilket inkluderat bedömning av statistiska fördelningar, skattning av medelvärden och konfidensintervall samt kartor med isolinjer över föroreningskoncentrationer. Med utgångspunkt från de skattade medelvärdena har sedan en bedömning av den totala föroreningsmängden inom undersökningsområdet gjorts. Den totala föroreningsmängden uppskattas till ca 16 ton kvicksilver och ca 0,85 kg dioxin. Detta är mer än vad tidigare beräkningar visat. Den största mängden kvicksilver finns inom den högkontaminerade udden (betecknat som område 1) samt i marken under den f d cellhallen (betecknat som område 2A). Ca 85 % av den totala mängden kvicksilver bedöms finnas inom dessa båda områden. Dioxin återfinns inom större delen av undersökningsområdet, med undantag för det icke-utfyllda området i söder. En grov överslagsberäkning pekar på att mängden klorerade alifater inom området uppgår till 1-10 ton.

1 BAKGRUND OCH SYFTE

1.1 BAKGRUND

Det s k EKA-projektet startade sommaren 2002 med målet att sanera det kraftigt förorenade området invid den gamla klor-alkalifabriken i Bengtsfors. EKA-området har undersökts och värderats i större omfattning vid tre tidigare tillfällen av Terratema, SGI och Kemakta/J&W. Vidare har Flygfältsbyrån utfört en mindre undersökning vid Vexia (södra delen av det nuvarande undersökningsområdet). Området karaktäriseras av stor föroreningsmängd, många föroreningstyper, heterogen utfyllnad, äldre industribebyggelse samt närheten till Bengtsbrohöljen. Föroreningsproblemet inom området domineras av kvicksilver och dioxiner, som i huvudsak härrör från tiden då kloralkalifabriken var i drift (1897-1923). Även senare verksamheter inom området (bl a träimpregnering och kemtvätt) har bidragit med föroreningar såsom tungmetaller, PAH och perkloretylen. I dag används marken och byggnaderna inom undersökningsområdet (EKA-tomten och i söder angränsande fastigheter) till trävaruhandel, bilförsäljning, bilverkstad, garage, båtuppläggningsplats samt för båtutrustning.

I föreliggande rapport redovisas kartläggning av föroreningarnas utbredning i framförallt landområdet och strandlinjen. I rapporten beskrivs föroreningssituationen i mark och grundvatten och en uppskattning av den totala föroreningsmängden görs. Rapporten baserar sig dels på de nya fältundersökningar som genomförts hösten 2002 - våren 2003 (t o m maj 2003), dels på uppgifter från tidigare utredningar. De kompletterande undersökningar som utförts i juni 2003 redovisas i en separat rapport, EKA 2003:4. Föreliggande rapport utgör en av de delrapporter som ligger till grund för Riskbedömning och Huvudstudie i EKA-projektet. De andra rapporterna som Geo Innova är delaktiga i inom EKA-projektserien finns redovisade i referenslistan.

I föreliggande rapport används följande namn på de olika områdena, se Figur 1.1:

EKA-området, vilket betecknar hela undersökningsområdet och samtliga delområden.

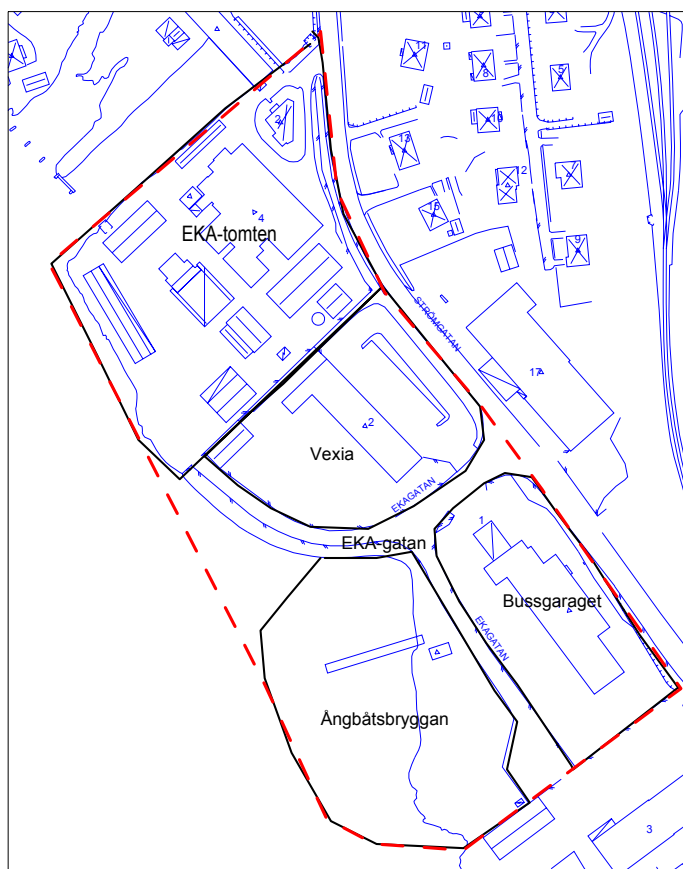
EKA-tomten (fastighetsbeteckning Bengtsfors 4:49 och EKA 2)

Vexia (fastighetsbeteckning EKA 1)

EKA-gatan, kommunens gatemark mellan Vexia och bussgaraget

Ångbåtsbryggan (kommunens mark sydväst om EKA-gatan samt viken i Bengtsbrohöljen)

Bussgaraget (fastighetsbeteckning Möbelsnickaren 1)



Figur 1.1 Översikt över undersökningsområdet (rödmarkerat) och dess olika delar.

1.2 SYFTE

Syftet med de undersökningar som genomförts hösten 2002 – våren 2003 är att komplettera tidigare utförda utredningar och öka kunskapen och förståelsen för området. Syftet med föreliggande rapport är att den ska bilda underlag för en förnyad riskbedömning och riskvärdering samt utgöra underlag för val och design av åtgärder.

2 FRÅGESTÄLLNINGAR

Följande frågeställningar ställdes upp inledningsvis och har utgjort bakgrund till de kompletterande undersökningarna:

- **Avgränsning av kraftigt förorenade områden.** Kan det högkontaminerade området på udden avgränsas? Är strandlinjen med slänten över/under vattenytan förorenad? I vilken grad finns föroreningar under byggnader? Kan det högkontaminerade området vid Vexia avgränsas i riktning mot bussgaraget? Kan förorening av perkloretylen i grundvatten avgränsas i horisontal- och vertikalled? Hur kan dioxinförorenad jord avgränsas – finns något samband med andra parametrar? Hur varierar föroreningshalterna i jorden? – Vilka osäkerheter finns?
- **Fördelning av föroreningar.** Hur ser föroreningsgraden ut nära markytan? Är även fyllnadsmassor på större djup förorenade? Är underliggande naturligt avsatta jordlager förorenade? Hur ser föroreningsinnehållet ut i olika kornfraktioner? Vilka media (jord, grundvatten, ytvatten) på området är förorenade?
- **Typ av föroreningar.** Förekommer ytterligare föroreningar som inte har detekterats tidigare?

3 GENOMFÖRANDE

3.1 ALLMÄNT

Följande moment har ingått:

- Inventering
- Undersökning
- Utvärdering och rapportering

3.2 INVENTERING

EKA-området har undersökts med avseende på föroreningsituation och förorenings-spridning i flera tidigare undersökningar, vilka kortfattat beskrivs nedan.

1996 genomförde Terratema (Sundberg & Hammar, 1996) en undersökning på uppdrag av Länsstyrelsen i Älvsborgs län. Syftet var inledningsvis att kartera och värdera utbredningen av kvicksilver- och dioxinförorenade sediment i Bengtsbrohöljen. Dessutom skulle förorening och förorenings-spridning inom landområdet karteras översiktligt. Efterhand utökades uppdraget med en kompletterande kartläggning av föroreningsutbredningen inom landområdet. Undersökningen omfattade sediment-, jord- och grundvattenprovtagning. Jordprovtagning utfördes i 35 punkter. Upptagna prover okulärbesiktigades och samlingsprov togs ut på varje halvmeter eller på nivåer med avvikande material. För grundvattenprovtagning och lodning av grundvattennivåer installerades sex grundvattenrör av PEH. Kviksilver analyserades i samtliga borrhål. Även andra metaller, olja och dioxin analyserades i ett urval av proverna. Screeninganalys ("priority pollutants") utfördes på jord från en provpunkt. Grundvatten analyserades med avseende på kvicksilver och övriga metaller.

En kompletterande utredning utfördes av SGI 1997-1998 (Sundberg et al., 1998). Undersökningen omfattade provtagning av ytlig jord, provtagning av jord med skruvborr i 42 punkter (inkl. två provgropar och fyra provtagningar under golv inomhus) och porgasmätning med diffusionsprovtagare. Dessutom gjordes installation av nio grundvattenrör (PEH-rör) för provtagning och nivåmätning av grundvatten. För att bedöma förorenings-spridningen i form av partikulärt bunden förorening i grundvatten utfördes lakförsök. En georadarundersökning genomfördes för kartering av jordlager-följd och ev. dagvattenledning.

Kemakta/J&W genomförde under 2000 ytterligare undersökning av landområdet (Elert et al., 2000) vid EKA. Undersökningen omfattade kompletterande provtagning och analys av dioxin i ytliga jordlager i södra delen av området, kartering av befintliga spridningsvägar för ytvatten och kartering och översyn av strandlinjer. Fyra nya grundvattenrör (PEH-rör) installerades och provtaget grundvatten analyserades med avseende på klorerade alifater. En geoteknisk undersökning för att undersöka jordlagerföljden utfördes med ODEX-borring i åtta punkter. Dessutom utfördes luftprovtagning i f d cellhallen och f d tvätthallen (kvicksilver och klorerade alifater), liksom provtagning av byggnadsmaterial i f d cellhallen. Byggnadsmaterialet utgjordes av väggmaterial (tegel) och golvmaterial (betong).

Inför en eventuell utbyggnad på fastigheten EKA 1 (Vexias område) genomförde Flygfältsbyrån 2002 en mindre markundersökning (Andersson, 2002). Provtagning utfördes i totalt åtta provpunkter. Kviksilver, dioxin och PAH analyserades på ett urval av proverna.

Dessutom har ett flertal utredningar avseende föroreningsituationen i Bengtsbrohöljen och Dalslands kanals sjösystem utförts tidigare. En förteckning finns i rapport EKA 2002:7 (Resultatrapport).

3.3 UNDERSÖKNING

3.3.1 Allmänt

Den nu utförda undersökningen av mark och grundvatten kompletterar tidigare undersökningar. Syftet har varit att med framtagna data besvara de ovan presenterade frågeställningarna.

Alla föreslagna fältundersökningar sammanställdes inledningsvis i en samordnad provtagnings- och analysplan avseende geoteknik, geologi och geohydrologi. Nedan beskrivs kortfattat syftet med de olika undersökningsmomenten och vilka frågeställningar de avsett att belysa. En mer detaljerad beskrivning av genomförandet av markundersökningarna finns i rapport EKA 2002:7 (Resultatrapport). Provtagningsförfarande, borrh- och provtagningshygien beskrivs tillsammans med arbetsmiljö i två separata rapporter (EKA 2002:8 och EKA 2002:19).

3.3.2 Avgränsning av föroreningar

En heltäckande kartläggning och avgränsning av skilda föroreningar i hela området skulle innebära att ett mycket stort antal provtagningar måste utföras i jord och grundvatten. Provtagningarna måste täcka in hela området och utföras på flera djup. Analysprogrammet skulle omfatta alla de eventuellt förekommande föroreningarna. För att begränsa omfattningen har därför en avgränsning av antalet provtagningar och analyser gjorts. Undersökningarna i nuvarande skede har därför endast syftat till att avgränsa det högkontaminerade området på udden, både mot land och mot vatten, att avgränsa det kraftigt förorenade området vid Vexia i riktning mot bussgaraget samt att kartera och avgränsa området förorenat med perkloretylen. Undersökningarna har också haft som mål att avgränsa det område som behöver åtgärdas i någon form. Dessutom kan föroreningarna ha betydelse för åtgärdernas utformning samt behovet av skyddsåtgärder vid genomförandet, varför god kännedom om föroreningsituationen krävs i åtgärdsområdet. Provtagning har också skett under de byggnader som finns i området. Följande moment har genomförts:

- Provtagning av jord i och kring udden på EKA-tomten samt inom Vexias område i riktning mot bussgaraget.
- *In situ* kartering av perkloretylen.
- Bestämning av föroreningsgrad under byggnader.
- Uttag av närprover vid några punkter med syfte att se på haltvariation.

Dessutom har provtagning i slänt under vattenytan (med syfte att avgränsa den högkontaminerade udden inom EKA-tomten) genomförts i juni 2003. Resultat från denna kompletterande provtagning redovisas i en separat rapport, EKA 2003:4.

3.3.3 Fördelning av föroreningar

Som underlag för bedömning av saneringsmetoder och för bestämning av spridningsbenägenhet har en bedömning av föroreningsinnehållet i olika kornfraktioner utförts. Följande har genomförts:

- Bestämning av kornstorleksfördelning i prov från tio olika provpunkter inom hela undersökningsområdet.
- Analys av föroreningar (metaller, PAH, dioxin) i två olika fraktioner (<0,063 mm och 0,063-20 mm) på några prov.

I Terratemas utredning (Sundberg & Hammar, 1996) utfördes siktanalys på material från ett borrhål. I SGI:s undersökning från 1998 (Sundberg et al., 1998) utfördes siktning på ett ytligt markprov och analys av kvicksilver på finfraktionen (<0,063 mm), med syfte att bedöma damningsrisken och exponering via damning.

I de undersökningar som utförts tidigare har huvudsakligen föroreningar i de översta marklagren (0-3 m) undersökts. Det har därför varit av visst intresse att studera fördelningen i djupled av föroreningar (främst dioxin, kvicksilver, PAH), och om även det naturliga materialet under fyllning är förorenat. För riskbedömningen är det i hög grad intressant att undersöka föroreningsutbredningen i ytliga marklager. Den ytnära (0-0,5 m) utbredningen av kvicksilver har tidigare studerats, däremot inte den ytnära utbredningen av t.ex. dioxin och PAH. Följande undersökningar har utförts:

- Analys av vissa skruvborrprover för att undersöka i vilken grad fyllnadsmassor är förorenade ytnära och på olika djup.
- Ytlig markprovtagning i ett flertal punkter utan asfaltbeläggning och analys av kvicksilver, dioxin och PAH.
- Provuttag på naturligt material under fyllning. Laboratorieanalys har utförts på vissa prov, övriga har analyserats med XRF-instrument i fält.

3.3.4 Förekomst av föroreningar i grundvatten

I området har förorening av metaller och då särskilt kvicksilver samt dioxin, perkloretylen och PAH:er tidigare identifierats. Även oljeförorenad jord har påträffats. Det finns dock ett antal föroreningsgrupper som inte är analyserade tidigare i prov från området. Därför har screeninganalys utförts på ett grundvattenprov. I screeninganalysen har klorerade kolväten, t ex pentaklorfenol ingått. En provtagning av grundvatten har utförts från ett flertal grundvattenrör (både äldre och nysatta) för detektion av dioxin, perkloretylen, metaller och organiskt samt oorganiskt kvicksilver.

3.3.5 Bakgrundshalter

Referensprover behövs för att bedöma aktuella bakgrundshalter av föroreningar. För detta ändamål har ytliga jordprover i två profiler, en i nordostlig riktning (dominerande vindriktning) från EKA-området samt en i motsatt riktning, tagits.

3.4 RAPPORTERING

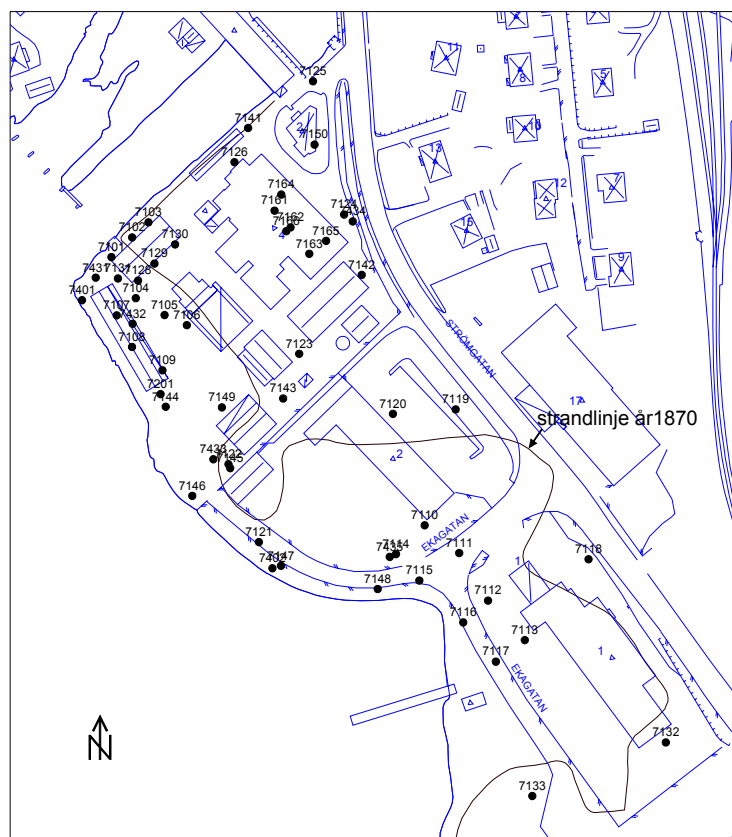
Rapporteringen har delats upp i två delar där analysresultaten i sin helhet från provtagningarna sker i en samlad resultatrapport (EKA 2002:7), där alla undersökningar som berör geologi, geoteknik och grundvatten på EKA-området och Bengtsbrohöljen redovisas. Utvärdering av resultat har samlats i flera olika delrapporter varav föreliggande rapport beskriver och värderar resultaten kring föroreningsituationen i mark och grundvatten. Av övriga utvärderingsrapporter kan nämnas EKA 2002:3 (Föroreningsspridning från EKA-området) och 2003:4 (Redovisning av flottjobb).

4 RESULTAT JORD

4.1 ALLMÄNT

Provtagning av jord har huvudsakligen skett med hjälp av skruvborr. För varje halvmeter har prov tagits ut. För ytliga prover (0-0,2 m) användes liten spade. Provtagning av jord har också skett i fem olika provgröpar. För provgrovsgrävningen utnyttjades grävmaskin. En mer utförlig beskrivning av provtagningsförfarande och utförda analyser redovisas i rapport EKA 2002:7 (Resultatrapport). Metallhalter i jordprov från skruvprovtagningen och ytlig markprovtagning (undantaget referensprover) har mätts med XRF i fält. För att begränsa antalet laboratorieanalyser (och därmed analyskostnaden) har endast vissa prov valts ut för laboratorieanalys. I första hand har metaller analyserats, i vissa provpunkter kompletterat med analys av dioxin och PAH. Metallanalys har utförts på ytnära prov (0-0,5 m) och ett eller flera prov från djupare nivåer i fyllning samt i vissa provpunkter på naturligt material under fyllning. PAH och dioxin har främst analyserats på prov från området vid Vexia och bussgaraget.

En översikt av de provpunkter som använts för jordprovtagning i denna undersökning (2002-2003) presenteras i Figur 4.1. I Figur 4.2 redovisas samtliga provpunkter som använts för provtagning av jord i olika undersökningar under perioden 1996-2003. Provpunkterna finns också redovisade på planritning i större skala i resultatrapporten (EKA 2002:7).

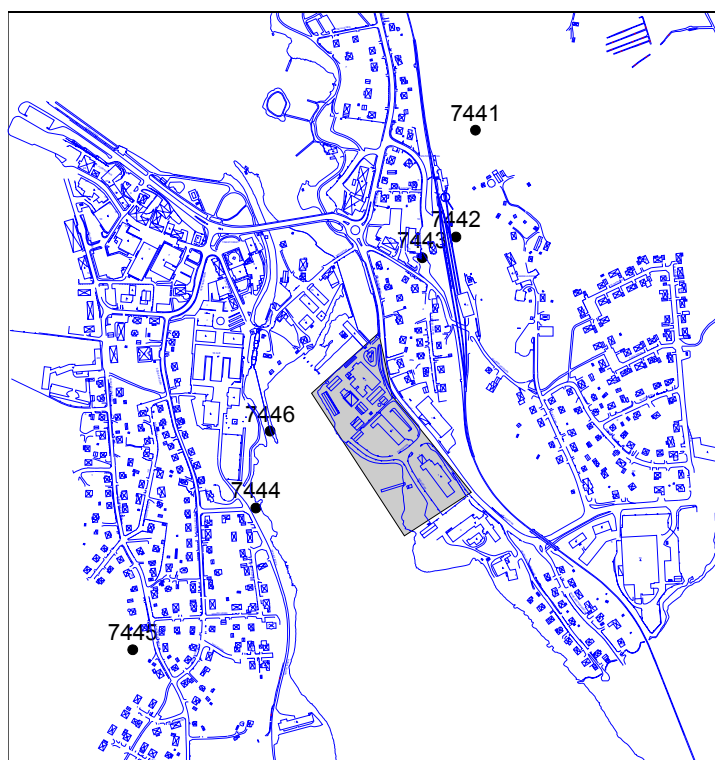


Figur 4.1 Provpunkter för jord i markundersökning 2002-2003. Svart linje markerar bedömd strandlinjen för år 1870.

I första hand har tillgängliga svenska kriterier från Naturvårdsverket använts. Där sådana saknas har utländska kriterier använts, i detta fall holländska eller kanadensiska. Riskbedömningen för förorenad jord görs med avseende på människors hälsa och inte på miljön, varför humantoxbaserade riktvärden har använts. För bedömning av förorenat grundvatten anses ytvattenkriterier mest relevant, eftersom dricksvattenuttag inte är aktuellt i området och grundvattnet i det förorenade området snabbt når den angränsande recipienten Bengtsbrohöljen.

4.2 BAKGRUNDSHALTER

För att kunna bedöma den lokala bakgrundshalten har ytliga jordprover tagits i sex olika punkter utanför själva undersökningsområdet. Dessa har analyserats med avseende på metaller, dioxin och PAH samt TOC och pH. Provpunkternas placering redovisas i Figur 4.3. Proverna togs på nivån 0-0,2 m.



Figur 4.3. Provpunkter för referensprover (bakgrundshalt). Markerat fält visar undersökningsområdet.

I Tabell 4.1 redovisas av ett urval av resultaten.

Tabell 4.1. Bakgrundshalter i ytlig jord (0-0,2 m) i Bengtsfors tätort med omnejd.

Provpunkt		7441	7442	7443	7444	7445	7446	Bakgrund, tätort ¹	Riktvärde, MKM ²
S:a PCDD/PCDF I-TEQ	ng/kg TS	177	108	18,4	4,21	471	n d		250
S:a PAH cancerogena	mg/kg TS	1,1	1,3	0,16	<0,2	0,38	<0,2	2,54	7
S:a PAH övriga	mg/kg TS	2,2	1,6	0,49	0,36	0,57	<0,2	2,67	40
Hg	mg/kg TS	2,33	1,04	0,070	0,22	0,29	<0,032	0,20	7
TOC	% av TS	49,4	24,2	3,9	12,1	18,9	0,3		

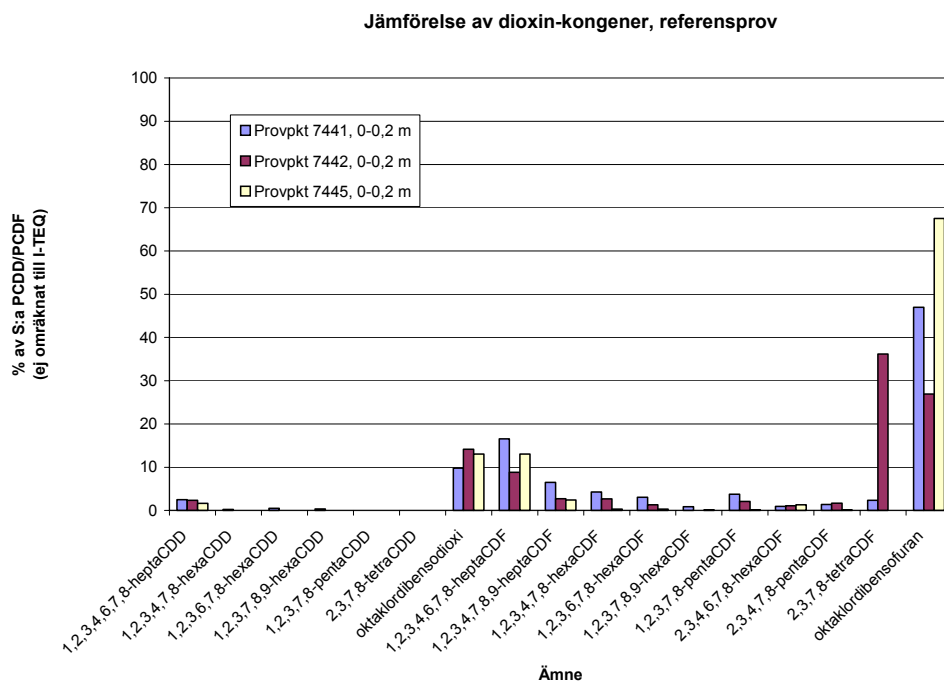
1) 90% percentilen för ytlig jord i tätort (Naturvårdsverket 1997b)

2) Generellt riktvärde MKM, angivet i referenser som NORD 1992 och Ahlborg et al 1992 (Naturvårdsverket 1997a)

Ur tabellen framgår att halten PAH är under 90-percentilen som uppmätts i ytlig morän i tätort (Naturvårdsverket, 1997b). Kvicksilverhalten är dock i vissa punkter mycket högre än ”normala” bakgrundshalter i tätort, men överskrider inte det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 1997a). En jämförelse av övriga analyserade metaller (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V, Zn) visar att i punkt 7441 ligger även halten av Pb och Cd strax över 90 % percentilen för tätortshalter.

Dioxinhalten är för flertalet punkter högre än den bakgrundshalt på 10 ng/kg TS som används i Naturvårdsverkets pågående arbete avseende platsspecifik riskbedömning (Elert, pers.komm.). (I en sammanställning av bakgrundshalter i Europa varierar bakgrundshalterna från <1 till runt 100 ng/kg TS, se European Commission DG Environment, 1999.) I en punkt (7445) i ett mindre skogsområde i Bengtsfors tätort är dioxinhalten (omräknat i toxiska ekvivalenter) högre än Naturvårdsverkets nu gällande generella riktvärde för mindre känslig markanvändning. Sammantaget visar detta att marken i Bengtsfors kan förmodas vara påverkad av industriell verksamhet och att den lokala bakgrundshalten av både kvicksilver och dioxin är förhållandevis hög. Intressant att notera är att dioxin och TOC-halt i viss mån tycks samvariera, dvs en förhöjd halt dioxin motsvaras av en hög halt TOC. Detta är naturligt eftersom dioxin adsorberas till det organiska kolet i jorden (European Commission DG Environment, 1999). Detta gäller för naturlig jord (i detta fall ytlig jord) där dioxin kan förväntas härröra från en diffus spridning. I fyllning finns inget sådant tydligt samband mellan TOC och dioxin (se vidare Figur 4.35).

I Figur 4.4 jämförs dioxinsammansättningen i de tre prov med högst dioxinhalt. Av figuren framgår att dioxinsammansättningen varierar mellan provpunkterna. Kongensammansättningen stämmer inte helt överens med proverna från området vid EKA och Vexia, varför även annan påverkan inte kan uteslutas. Inte heller finns någon entydig överensstämmelse med de ytvattenprov från Lelången och Bengtsbrohöljen, som redovisas i rapport EKA 2002:6 (Identifiering och kvantifiering av källor till kvicksilver och dioxiner i systemet Lelång-Bengtsbrohöljen).



Figur 4.4 Jämförelse av dioxinkongener i referensprov, angivet som % av summa PCDD/PCDF (ej omräknat till toxiska ekvivalenter)

I Tabell 4.2 redovisas pH, TOC och bedömd jordart för proverna. Typ av jordart har betydelse för TOC. Flera av proven uppvisar ett lågt pH, de är dock i nivå med normala pH-värden i podsolfjord.

Tabell 4.2 pH och TOC i referensprover i Bengtsfors tätort med omnejd.

Provpunkt		7441	7442	7443	7444	7445	7446
pH		3,9	4,3	6,5	4,7	4	7,6
TOC	% av TS	49,4	24,2	3,9	12,1	18,9	0,3
jordart		Mu	Mu (Si)	Sa	saSi	saSi (Mu)	saGr



Figur 4.5 Provpunkt 7444



Figur 4.6 Provpunkt 7445

4.3 HALTER I YTLIG JORD

Inom områden där asfaltbeläggning saknas har ytliga jordprover (0-0,2 m) tagits. Proven har analyserats med avseende på metaller, PAH och dioxin. I Tabell 4.3 sammanfattas resultaten.

Tabell 4.3 Resultat från provtagning av ytliga markprover (0-0,2 m) inom icke-belagda ytor.

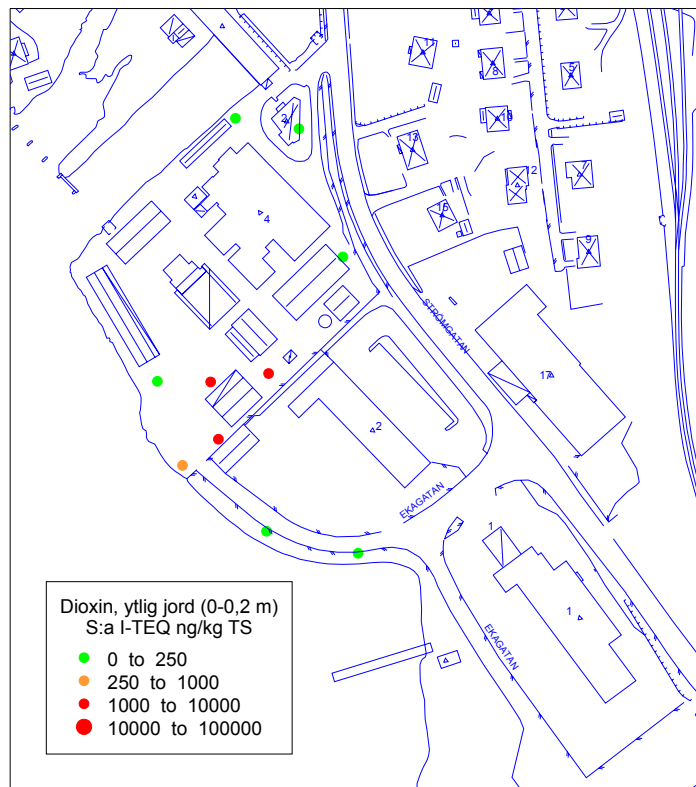
Provpunkt	Nivå (m)	Hg (mg/kg TS)	S:a PCDD/PCDF I-TEQ (ng/kg TS)	S:a PAH cancerogena (mg/kg TS)	S:a PAH övriga (mg/kg TS)
7141	0-0,2	2,68	235	0,15	0,16
7142	0-0,2	2,64	195	0,27	0,45
7143	0-0,2	11,7	6108	4,3	4,4
7144	0-0,2	0,349	225	<0,20	<0,20
7145	0-0,2	0,917	9933	5,4	6,5
7146	0-0,2	4,57	694	0,59	0,6
7147	0-0,2	<0,044	n d	<0,20	<0,20
7148	0-0,2	0,052	2,06	<0,20	<0,20
7149	0-0,1	0,784	2313	2,0	1,8
7149	0,1-0,2	1,95	1034	0,11	0,24
7150*	0-0,15	7,54	211	-	-

* samlingsprov från två provpunkter, 7150 och 7151, invid bostadshuset

Halten kvicksilver i de ytliga jordproverna är inte anmärkningsvärt höga. Endast i punkt 7143 och 7150 överskrids det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning (7 mg/kg TS) marginellt. Provpunkt 7150 ligger emellertid i direkt anslutning till bostadshuset inom EKA-området.

Halterna av PAH är överlag mycket låga (under ”normala” bakgrundshalter i tätort), med undantag för provpunkt 7145 där halten är något högre. Halterna överstiger dock inte det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning (S:a cancerogena PAH - 7 mg/kg TS, S:a övriga PAH - 40 mg/kg).

Dioxinhalterna är höga, i vissa punkter (7143, 7145, 7149) mycket höga, se vidare Figur 4.7. Provpunkterna ligger i anslutning till de tidigare klorkamrarna samt sågverket. Markytan i detta område är delvis gräsbevuxen, se Figur 4.8 och Figur 4.9. Dioxinhalten i provet taget i anslutning till bostadshuset (7150) ligger strax under riktvärdet för mindre känslig markanvändning.



Figur 4.7 Dioxin i ytliga jordprover (0-0,2m) , uttryckt som S:a PCDD/PCDF, I-TEQ (ng/kg TS). I-TEQ 250 ng/kg TS motsvarar det generella riktvärdet för förorenad mark, MKM (humantoxbase-rat).



Figur 4.8 Foto över provpunkt 7143



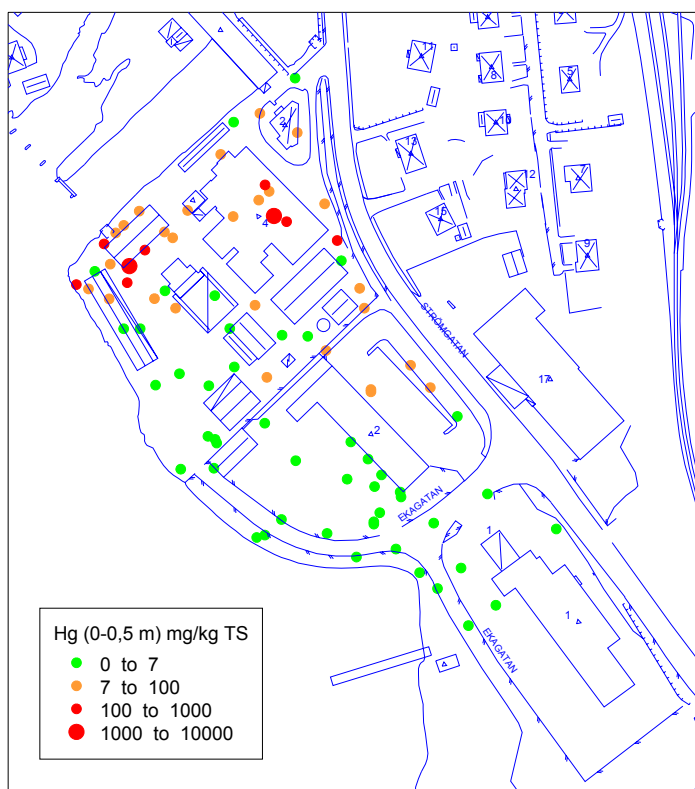
Figur 4.9 Foto över provpunkt 7145

I SGIs utredning från 1998 togs samlingsprover av ytjord (0-0,01 m) inom ett antal delområden där beläggning saknas. Proverna analyserades med avseende på kvicksilver. En bedömning av damningsrisken gjordes också. Halterna i proverna från SGIs utredning är i samma nivå som de nu uppmätta halterna. Det bör dock observeras att provtagningsdjupet varierar mellan de båda undersökningarna. I SGIs utredning utfördes kompletterande analys av ett siktat prov (fraktion <0,063 mm). Halten kvicksilver var ca fem gånger högre i finfraktionen jämfört med totalprovet. Förhöjda halter i finfraktionen har även observerats i denna undersökning, se kapitel 4.9 nedan.

4.4 FÖREKOMST AV KVICKSILVER

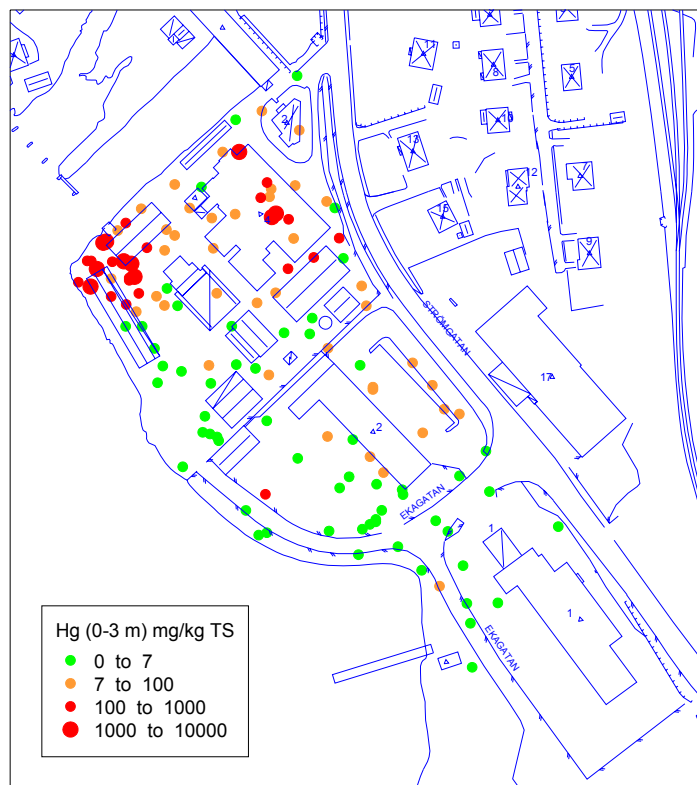
Kvicksilver har i denna undersökning analyserats dels i provpunkter för att avgränsa det högkontaminerade området vid udden, dels i ett flertal provpunkter utanför det högkontaminerade området för att undersöka ytnära förorening i fyllning och föroreningsgraden på större djup. I anslutning till provtagningen utfördes även mätning med XRF-instrument på samtliga upptagna prover. Även i tidigare undersökningar har kvicksilver analyserats, både i diskreta prov och i samlingsprov från olika nivåer.

I Figur 4.10 redovisas en sammanställning resultat från samtliga undersökningar under perioden 1996-2003 på jord 0-0,5 m under markytan. Den ytnära föroeningen är i huvudsak koncentrerad till EKA-tomten, med högst halter vid udden. Den högsta halten vid udden (4343 mg/kg TS) har uppmätts i provpunkt 7128 (0-0,5 m). I marken under den f d cellhallen har halten 7369 mg/kg TS uppmätts på nivån 0,3-0,4 m i provpunkt 7162.



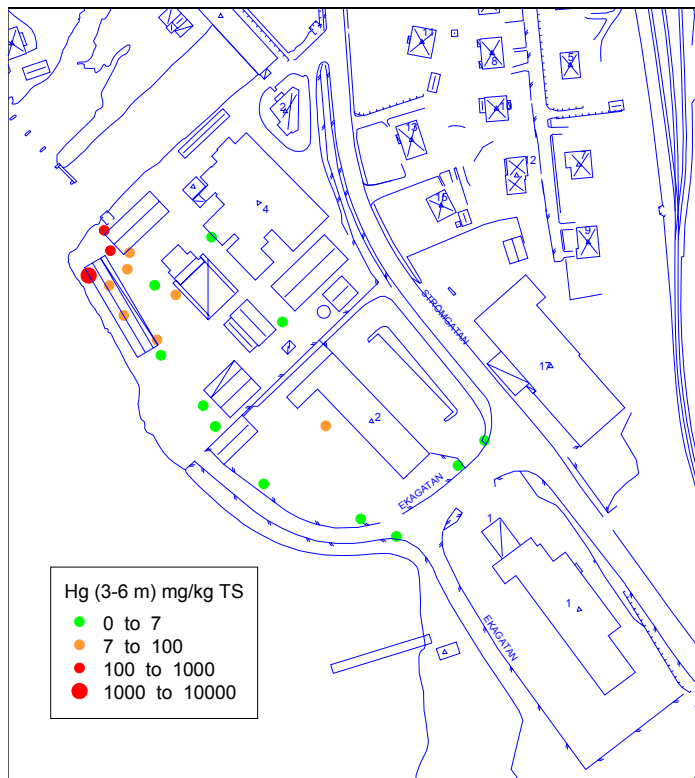
Figur 4.10 *Kvicksilver i jord 0-0,5 m från samtliga undersökningar 1996-2003 (både borrhöjningar och yttlig markprovtagning). Resultat från labanalyser, kompletterat med enstaka resultat från XRF-mätning (över rapporteringsgränsen) i punkter där labanalys saknas. 7 mg/kg motsvarar Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, MKM (humantoxbaserat).*

I Figur 4.11 redovisas istället kvicksilverhalt i jord 0-3 m under markytan. Av figuren framgår att höga kvicksilverhalter förekommer inom stora delar av EKA-tomten. Högst halter förekommer vid udden och under eller invid den f d cellhallen. Även i östra delen av undersökningsområdet, vid Vexia, överstiger halterna Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, MKM. Halterna i södra delen av undersökningsområdet (vid bussgaraget) är, med något undantag, låga. I provpunkt 7116 har kvicksilverhalten 17,6 mg/kg TS uppmätts på nivån 1-1,8 m, vilket överskrider riktvärdet för MKM.



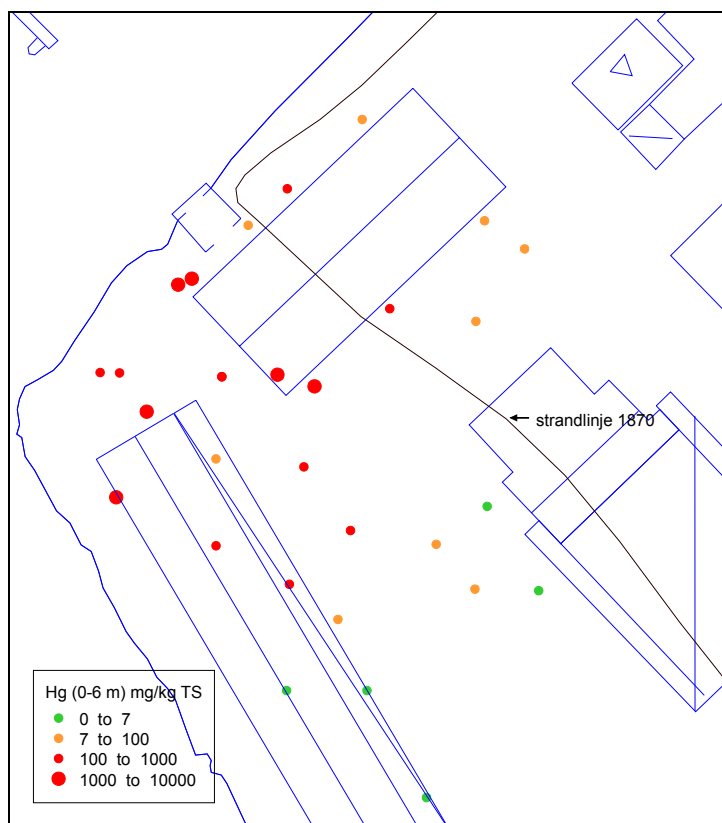
Figur 4.11 *Kvicksilver i jord 0-3 m från samtliga undersökningar 1996-2003 (både borrhöjningar och yttlig markprovtagning). Resultat från labanalyser, kompletterat med resultat från XRF-mätning (över rapporteringsgränsen) i punkter där labanalys saknas. Både diskreta prov och samlingsprov från olika nivåer har använts. Högsta halten i varje punkt har använts. 7 mg/kg motsvarar Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, MKM (humantoxbaserat).*

Ett fåtal prov från nivåer >3 m under markytan har analyserats. Resultaten visar att mönstret i föroreningsutbredningen är likartat även på djupare nivåer (3-6 m), se Figur 4.12.



Figur 4.12 *Kvicksilver i jord 3-6 m från samtliga undersökningar 1996-2003. Resultat från labanalyser, kompletterat med resultat från XRF-mätning (över rapporteringsgränsen) i punkter där labanalyser saknas. Både diskreta prov och samlingsprov från olika nivåer. Högsta halten i varje punkt har använts. 7 mg/kg motsvarar Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, MKM (humantoxbaserat).*

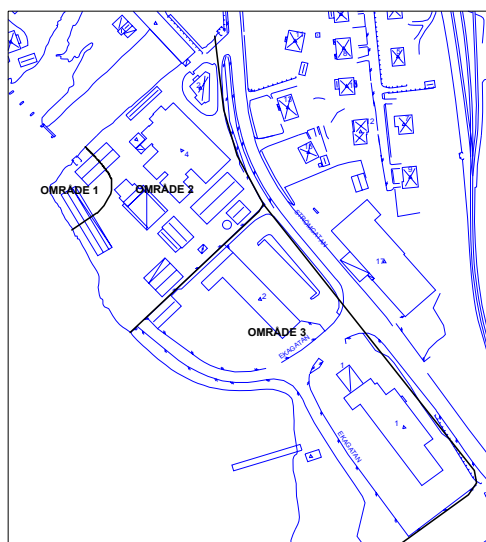
Kvicksilverhalterna (0-6 m) i det högkontaminerade området vid udden redovisas även separat i Figur 4.13, där även läget för den ursprungliga strandlinjen från 1870 finns med. Läget för den gamla strandlinjen är tolkat utifrån äldre kartmaterial och är därför ungefärlig. Av figuren framgår att den högkontaminerade delen av EKA-tomten (exklusive marken under den f d cellhallen) kan avgränsas till udden. Avgränsningen i nordostlig riktning (utmed strömfåran) kan göras ungefär vid strandlinjen från 1870.



Figur 4.13 Kvicksilverhalt i jord (0-6 m) kring udden på EKA-tomten. Resultat från samtliga undersökningar 1996-2003. Högsta halten i varje provpunkt, oavsett nivå, har använts. 7 mg/kg motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärde MKM (humantoxbaserat). Observera att läget för strandlinjen från 1870 är ungefärligt.

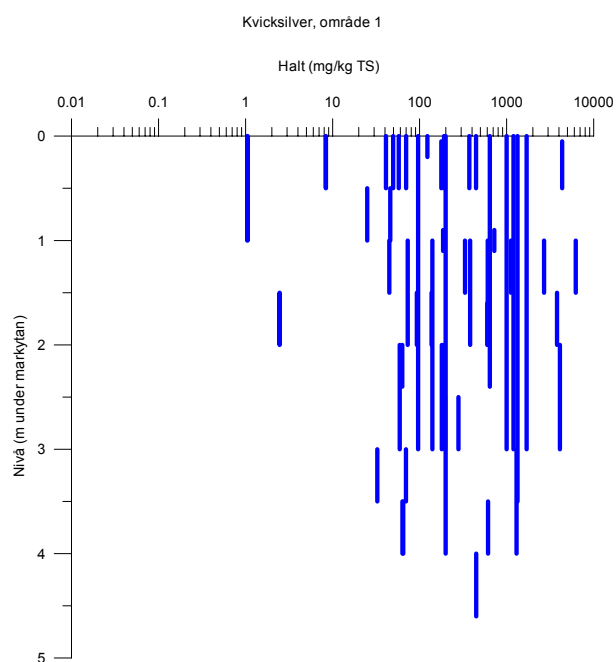
I kapitel 6 redovisas en statistisk utvärdering av provresultatet med beräkning av medelhalt, föroreningsmängd och föroreningsutbredning i form av kartor med isolinjer.

I Figur 4.15 - Figur 4.17 har kvicksilverhalten plottats mot provtagningsnivå. Den områdesindelning som använts här presenteras i Figur 4.14. Område 1 motsvaras av den kraftigt förorenade udden på EKA-tomten, område 2 utgörs av övriga delar av EKA-tomten och område 3 av resten av undersökningsområdet (i huvudsak Vexia och bussgaraget). I diagrammen har laboratorieanalyser från undersökningar 1996-2003 tagits med, dock inte fältanalyser (XRF). I diagrammen finns både diskreta prov tagna i halvmetersintervall och samlingsprov från flera olika nivåer med.



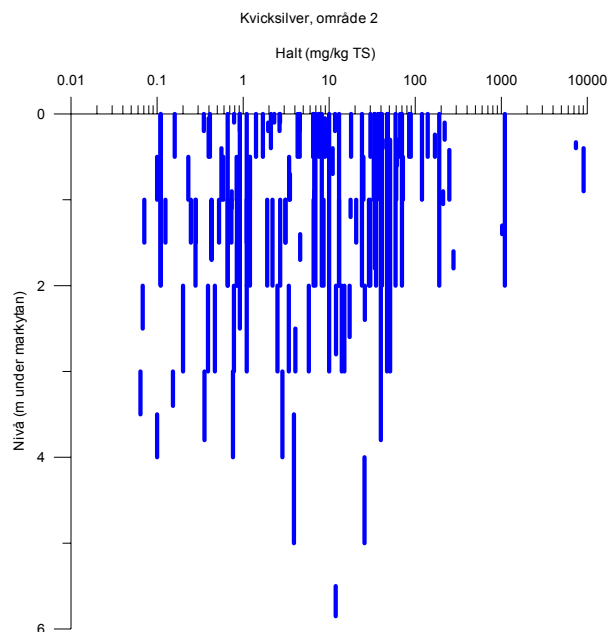
Figur 4.14 Indelning i delområden

I Figur 4.15 redovisas kvicksilverhalten inom område 1. Av figuren framgår att det även på 3-5 m djup förekommer halter som överstiger 100 mg/kg TS.



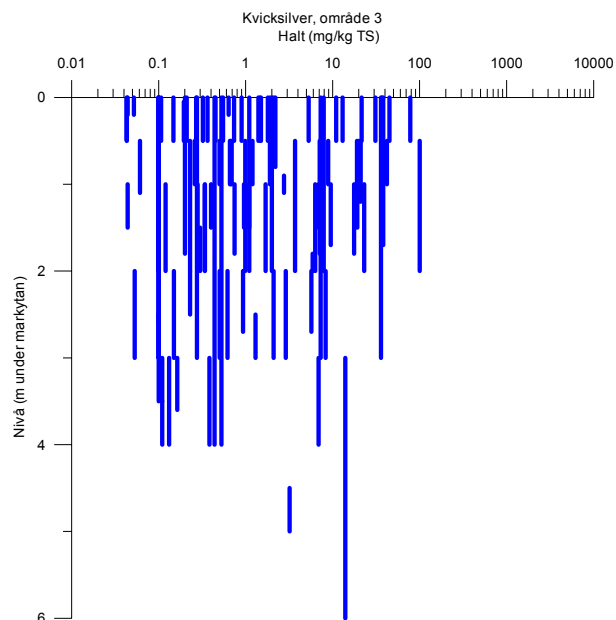
Figur 4.15 Provernans fördelning avseende kvicksilverhalt (mg/kg TS) på olika djup inom det högkontaminerade området på udden (område 1). Obs! För kvicksilverhalten används logaritmisk skala.

Inom övriga delar av EKA-tomten (område 2, vilket även inkluderar den f d cellhallen) har endast ett fåtal prover tagits djupare än tre meter, se Figur 4.16. Halterna är relativt sett lägre på dessa djup än i ytligare prover. En svag tendens till sjunkande halter med djupet kan ses. De högsta halterna har uppmätts under den f d cellhallen (i kapitel 6 betecknat som område 2A). Intressant är att det djupast tagna provet ändå har en kvicksilverhalt över Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (7 mg/kg TS). Provet är dock taget i provpunkt 7108 (5,5-5,85 m) som ligger nära område 1.



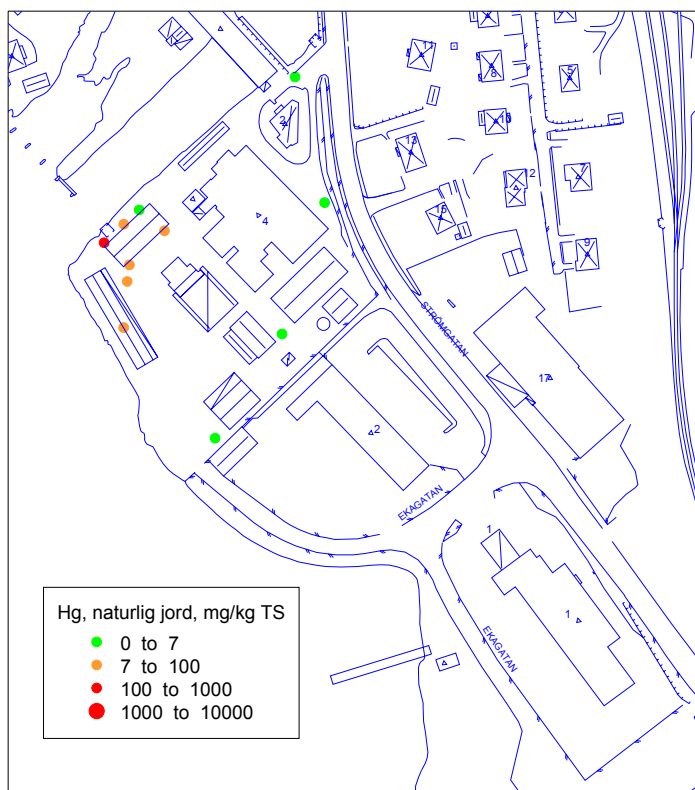
Figur 4.16 Provernans fördelning avseende kvicksilverhalt (mg/kg TS) på olika djup inom övriga delar av EKA-tomten (område 2). Obs! För kvicksilverhalten används logaritmisk skala.

Inom det undersökta området söder om EKA-tomten, dvs området vid Vexia och bussgaraget (område 3), verkar inget samband finnas mellan kvicksilverhalt och djup, se Figur 4.17. Inget prov innehåller högre halter än 100 mg/kg TS, endast ett fåtal har högre halter än 10 mg/kg TS.



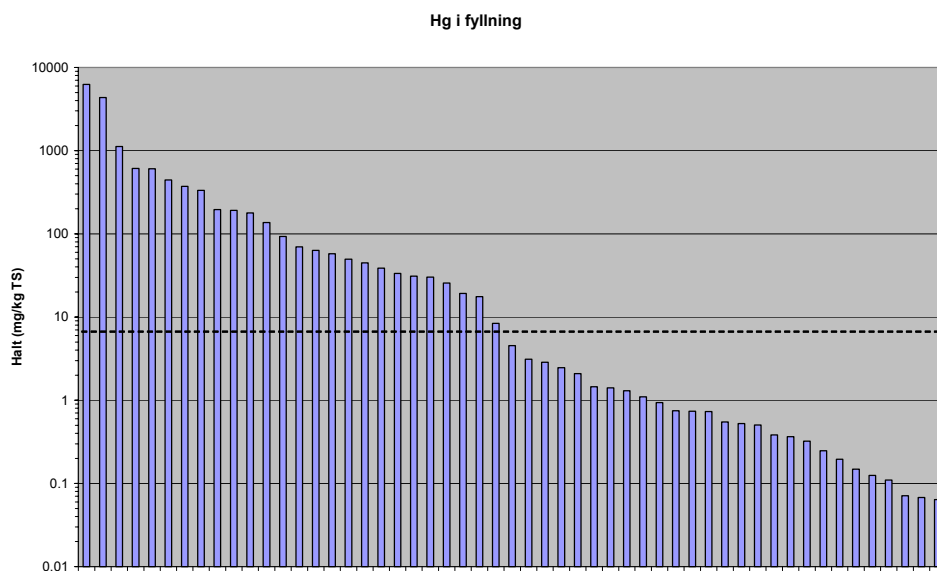
Figur 4.17 *Provernas fördelning avseende kvicksilverhalt (mg/kg TS) på olika djup inom området söder om EKA-tomten, dvs området vid Vexia och bussgaraget (område 3). Prov med halter under rapporteringsgränsen 0,1 mg/kg TS (äldre undersökningar) har inte tagits med. Obs! För kvicksilverhalten används logaritmisk skala.*

Ett fåtal prov har analyserats i vad som i fält bedömts vara naturlig jord. Nivån under markytan för den naturliga jorden varierar beroende på fyllningsdjup. I Figur 4.18 redovisas uppmätt halt (laboratorieanalys) i naturlig jord. I det högkontaminerade området vid udden tycks även den naturliga jorden under fyllning vara förorenad. Det bör kommenteras att det varit svårt att skilja mellan fyllning och naturlig jord, eftersom fyllningen ofta utgörs av grusig sand (se vidare rapport EKA 2002:1), och att bedömningen därför är osäker.

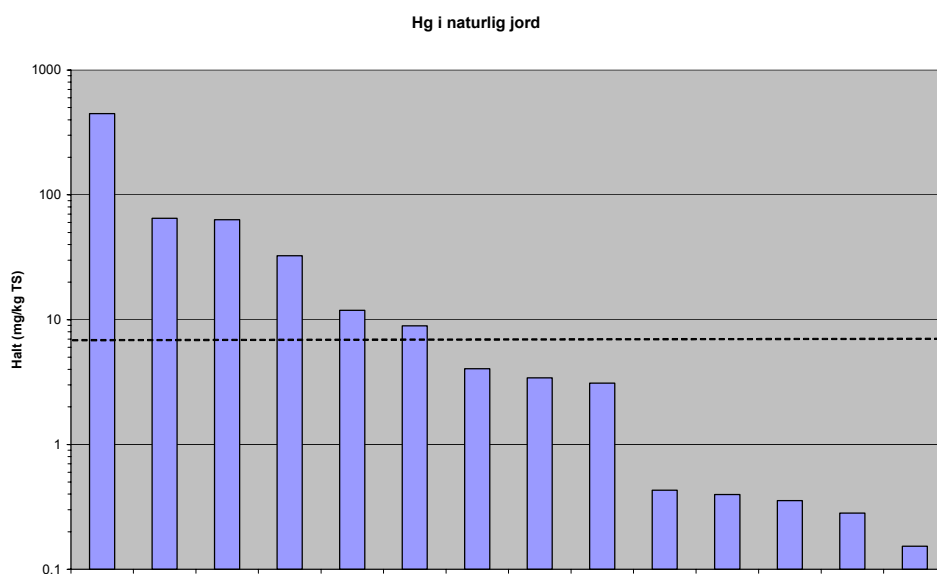


Figur 4.18 Uppmätt halt kvicksilver i naturlig jord under fyllning (bedömt i fält). 7 mg/kg TS motsvarar Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, MKM (humantoxbaserat).

En sammanställning av uppmätta halter kvicksilver i fyllning respektive naturlig jord under fyllning, från provtagning 2002-2003 redovisas i Figur 4.19 - Figur 4.20. Ungefär hälften av proven i fyllning uppvisar halter över Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM. Även i naturlig jord under fyllning har knappt hälften av proverna halter över riktvärdet. Medelhalten i den naturliga jorden är dock avsevärt mycket lägre än medelhalten i fyllning.

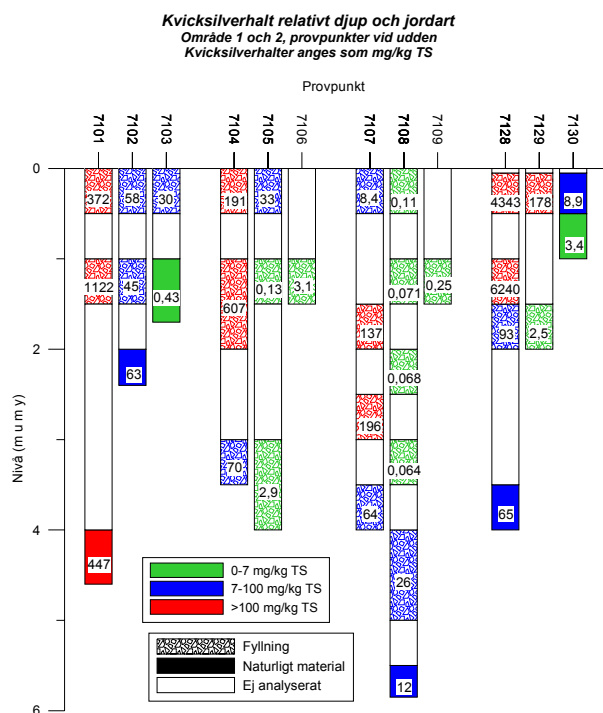


Figur 4.19 Fördelning av kvicksilverhalt i fyllning. Diskreta prover (halvmetersnivåer) från provtagning 2002-2003 som analyserats på laboratorium. Streckad linje anger Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (7 mg/kg TS). Observera att y-axeln har logaritmisk skala.

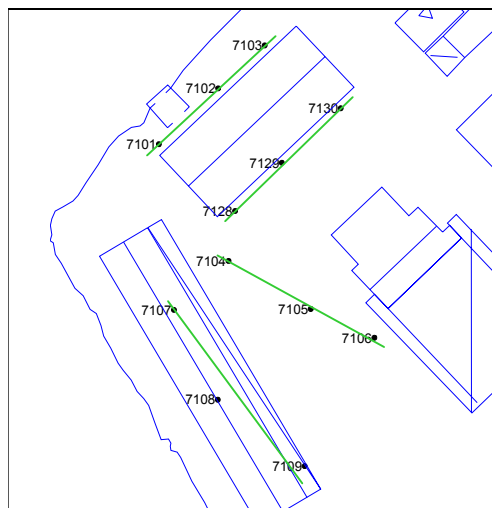


Figur 4.20 Fördelning av kvicksilverhalt i naturlig jord under fyllning. Diskreta prover (halvmetersnivåer) från provtagning 2002-2003 som analyserats på laboratorium. Streckad linje anger Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (7 mg/kg TS). Observera att y-axeln har logaritmisk skala.

I Figur 4.21 - Figur 4.24 redovisas uppmätt kvicksilverhalt (laboratorieanalys) relativt nivå under markytan. I Figur 4.21 är provpunkterna grupperade i form av sektioner ut från uddens spets (dvs i huvudsak område 1). Sektionerna framgår av Figur 4.22. Av Figur 4.21 framgår att kvicksilverhalten avtar med avståndet från udden (jämför med den avgränsning av den förorenade udden som görs i Figur 4.13 och Figur 4.14). Vid den förorenade udden är även den naturliga jorden under fyllningen förorenad (se även Figur 4.18 och Figur 4.20). I flera fall är det dock svårt att avgöra vad som är naturlig jord och vad som är fyllning. Det går inte att utifrån diagrammet dra några slutsatser om minskad föroreningshalt med djupet. I några provpunkter tycks kvicksilverhalten snarare öka med djupet.

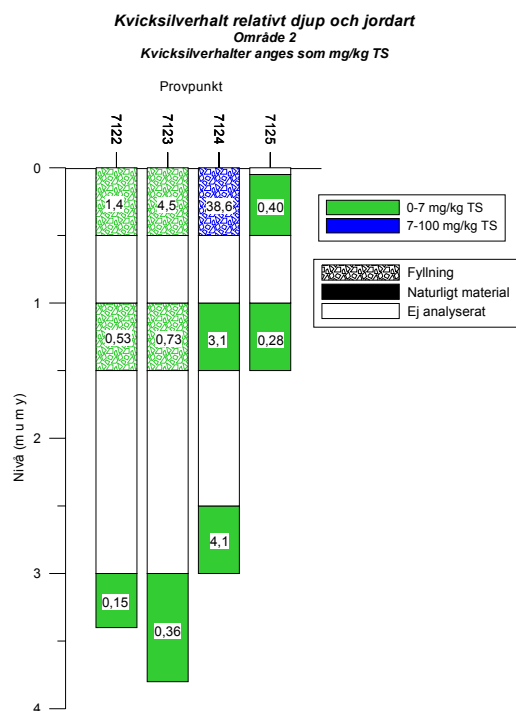


Figur 4.21 Kvicksilverhalt vid udden relativt nivå under markytan.

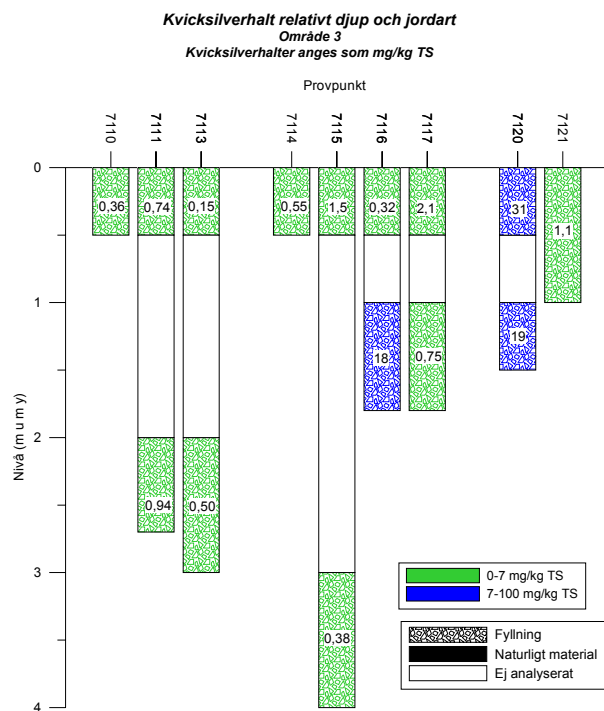


Figur 4.22 Provpunkternas läge vid den förorenade udden.

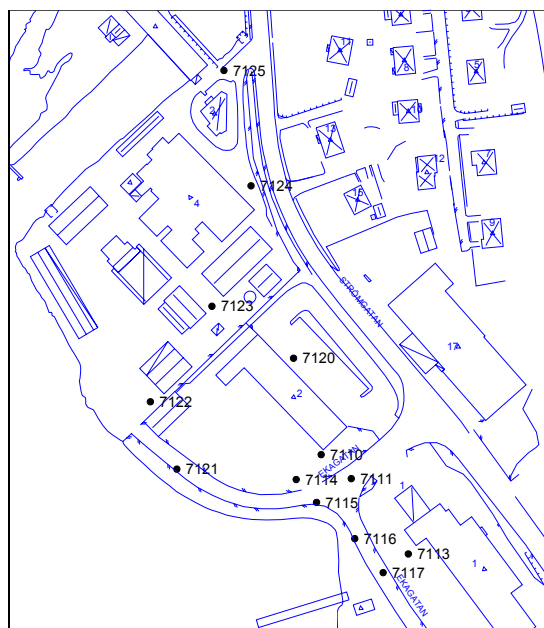
I område 2 och 3 (Figur 4.23 - Figur 4.24) är kvicksilverhalterna generellt lägre än i område 1. I Figur 4.25 redovisas läget för provpunkterna från Figur 4.23- Figur 4.24. I någon provpunkt har förhöjda halter uppmätts, även på nivåer djupare än 1 m under markytan. Naturlig jord (under fyllning) innehåller endast låga halter kvicksilverhalter, i nivå med de halter som uppmätts i referensproven i Bengtsfors tätort med omnejd (se vidare kapitel 4.2). Det bör observeras att det i många fall är svårt att avgöra vad som är naturlig jord, och därmed var gränsen för fyllning går (se vidare rapport EKA 2002:1).



Figur 4.23 Kvicksilverhalt (provpunkter inom område 2) relativt nivå under markytan.



Figur 4.24 Kvicksilverhalt (provpunkter inom område 3) relativt nivå under markytan.



Figur 4.25 Läget för de provpunkter som redovisas i Figur 4.23 och Figur 4.24 (område 2 och 3).

4.5 FÖREKOMST AV DIOXIN

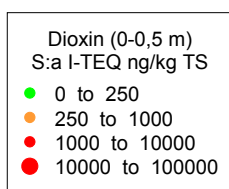
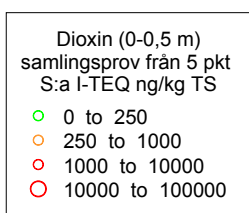
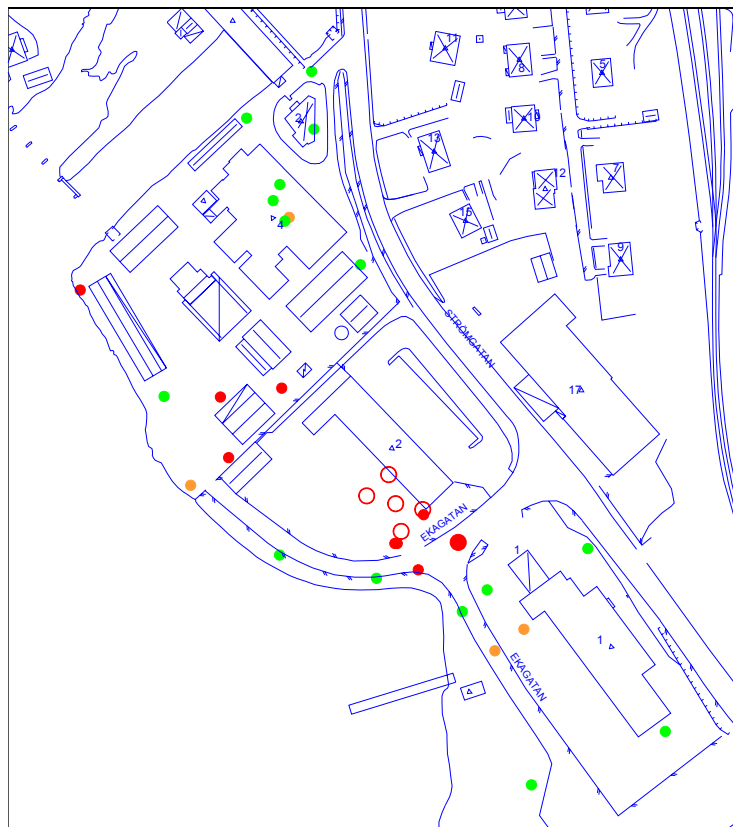
För jämförelser av dioxinhalt mellan olika prov används normalt en summaparameter, summa PCDD/PCDF, där de olika kongenerna viktats beroende på toxicitet. Vid viktningen anses kongenen 2,3,7,8-tetraCDD vara den mest toxiska, och övriga kongener räknas om till sk TCDD-ekvivalenter. De omräkningsfaktorer som använts här baseras på standarden EN 1948-1:1996, se Tabell 4.4 nedan. För värden under rapporteringsgränsen har halten vid omräkningen till summaparameter satts till noll, eftersom analyslaboratoriet använt detta förfarande. Vid tidigare undersökningar har ibland halva rapporteringsgränsen använts istället. Detta bedöms emellertid inte ha någon större betydelse för resultat och slutsatser.

Tabell 4.4 Omräkningsfaktorer för dioxin- (och furan-) kongener till toxiska ekvivalenter.

Ämne	I-TEF
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0.01
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0.1
1,2,3,7,8-pentaCDD	0.5
2,3,7,8-tetraCDD	1
oktakilordibensodioxin	0.001
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0.01
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0.1
1,2,3,7,8-pentaCDF	0.05
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0.1
2,3,4,7,8-pentaCDF	0.5
2,3,7,8-tetraCDF	0.1
oktakilordibensofuran	0.001

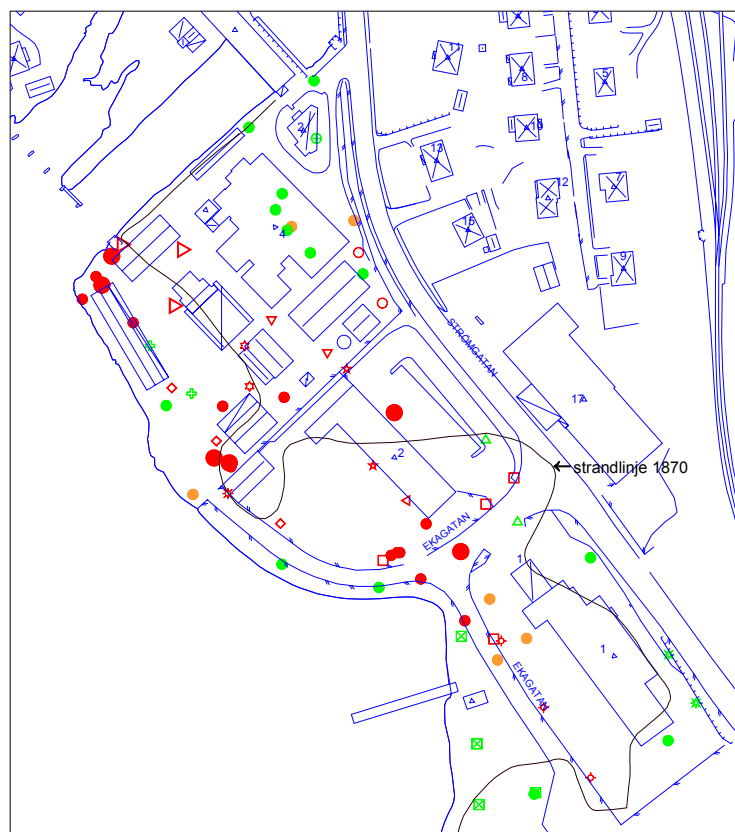
För att begränsa antalet analyser i undersökningen 2002-2003 har dioxin i ett första skede endast analyserats på ett urval prover, i första hand ytliga jordprover (0-0,2 m), i mark under byggnad (fd cellhallen) samt i prover i utfyllnadsområdet vid Vexia. I tidigare undersökningar har huvudsakligen samlingsprover från två till fem olika provpunkter analyserats med avseende på dioxin. För att begränsa analyskostnaderna utfördes full dioxinanalys endast på enstaka prov i undersökningarna 1996-1998 (på förslag från Umeå Universitet). För flertalet prov analyserades endast 23478-PeCDF, och summa PCDD/PCDF (I-TEQ) har sedan uppskattats utifrån antagandet att kvoten I-TEQ/23478-PeCDF är konstant. En jämförelse av kongensammansättningen i de prover som analyserats 2002-2003 (se Figur 4.31 - Figur 4.33) visar att denna kan skilja sig åt inom undersökningsområdet. Kvoten 23478-PeCDF/S:a PCDD/PCDF kan därmed inte anses vara konstant inom hela området. De beräknade halterna från äldre undersökningar bedöms dock vara i "rätt" storleksordning och felet antas bara utgöra en mindre del av den totala osäkerheten i resultaten.

I Figur 4.26 redovisas uppmätta dioxinhalter (summa PCDD/PCDF, I-TEQ) i jord 0-0,5 m från samtliga undersökningar 1996-2003. Figuren visar att dioxin finns spritt både inom EKA-tomten och inom delar av det övriga undersökningsområdet.



Figur 4.26 Dioxin i jord 0-0,5 m från samtliga undersökningar 1996-2003 (både borrhpunkter och yttlig markprovtagning, uttryckt som S:a PCDD/PCDF, I-TEQ (ng/kg TS). I-TEQ 250 ng/kg TS motsvarar det generella riktvärdet för förorenad mark, MKM (humantoxbaserat).

I Figur 4.27 redovisas resultat från samtliga undersökningar under perioden 1996-2003 inom intervallet 0-4 m under markytan. I provpunkter där flera nivåer analyserats har högsta halten använts. Av figuren framgår att höga halter av dioxin kan hittas inom stora delar av undersökningsområdet. En jämförelse med gamla strandlinjer visar att i princip hela utfyllnadsområdet innehåller höga dioxinhalter, samt även de delar inom EKA-tomten som var landområde även före 1870. Södra delen av bussgaraget område (ej utfyllt område) tycks ”opåverkat”.



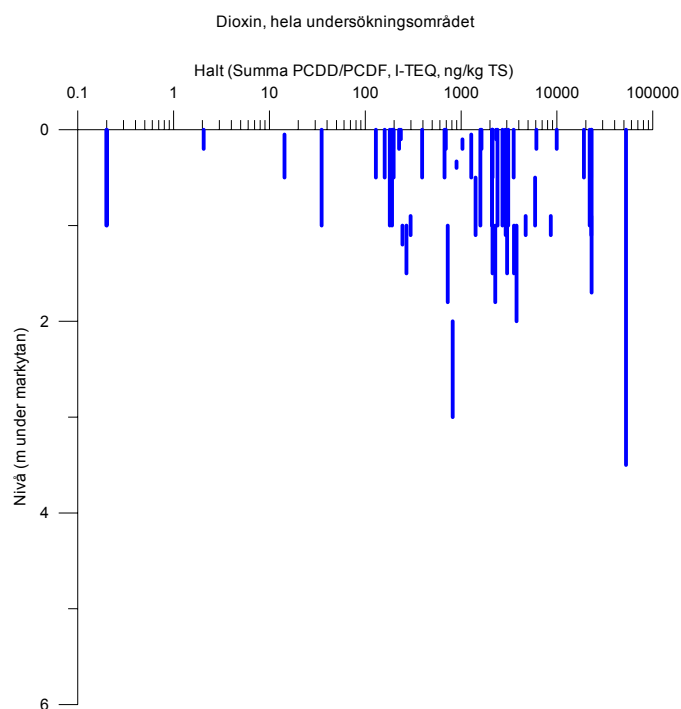
<p>Dioxin (0-4m) samlingsprov S:a I-TEQ ng/kg TS Alla ofyllda symboler avser samlingsprov från flera pkt</p> <p>◇ 0 to 250 ◇ 250 to 1000 ◇ 1000 to 10000 ◇ 10000 to 100000</p>
--

<p>Dioxin (0-4 m) S:a I-TEQ ng/kg TS</p> <p>● 0 to 250 ● 250 to 1000 ● 1000 to 10000 ● 10000 to 100000</p>
--

Figur 4.27 Dioxin i jord 0-4 m från samtliga undersökningar 1996-2003 , uttryckt som S:a PCDD/PCDF, I-TEQ (ng/kg TS). I-TEQ 250 ng/kg TS motsvarar det generella riktvärdet för förorenad mark, MKM (integrerat humantox). Högsta halten i varje provpunkt har använts. Alla ofyllda symboler avser samlingsprov från flera punkter. Svart linje anger ungefärligt läge för 1870 års strandlinje.

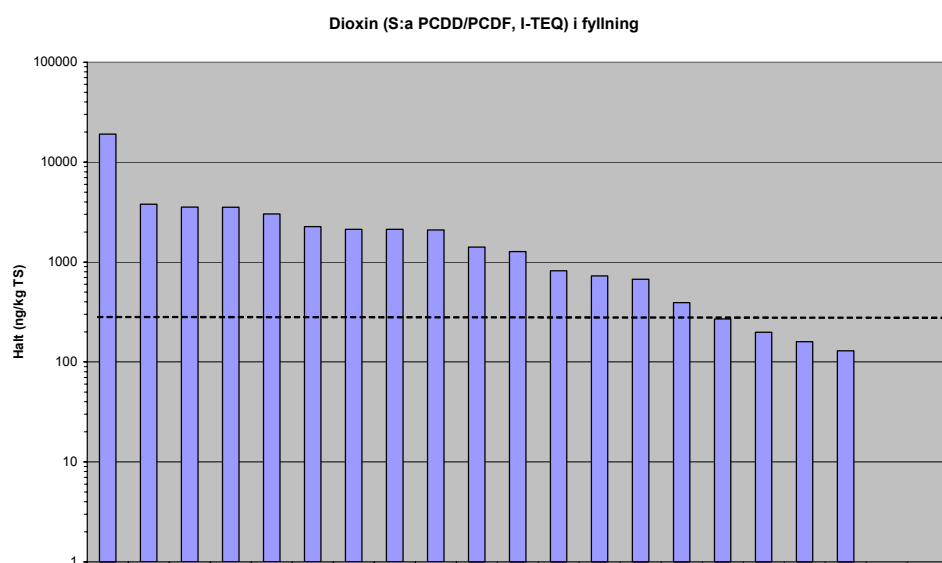
I kapitel 6 utvärderas provresultaten statistiskt (bedömning av statistisk fördelning, skattning av medelvärden samt kartor över föroreningsutbredning med hjälp av geostatistik).

I Figur 4.28 har dioxinhalten (angiven som summa PCDD/PCDF, I-TEQ) plottats mot provtagningsnivå. I diagrammet har samtliga prov tagna i undersökningar från hela undersökningsområdet under perioden 1996-2003 tagits med. Flertalet prov är tagna som samlingsprov från flera olika punkter. I diagrammet finns både diskreta prov tagna i halvmetersintervall och samlingsprov från flera olika nivåer med. Av figuren framgår att dioxin inte enbart förekommer i ytnära jord, utan att höga halter dioxin kan finnas även på djupare nivåer. Endast enstaka prov finns på nivåer djupare än två meter under markytan (bl a beroende på svårigheter att provta den grova fyllningen). Det går inte att utesluta att höga dioxinhalter finns även på större fyllningsdjup (se även Figur 4.30.)



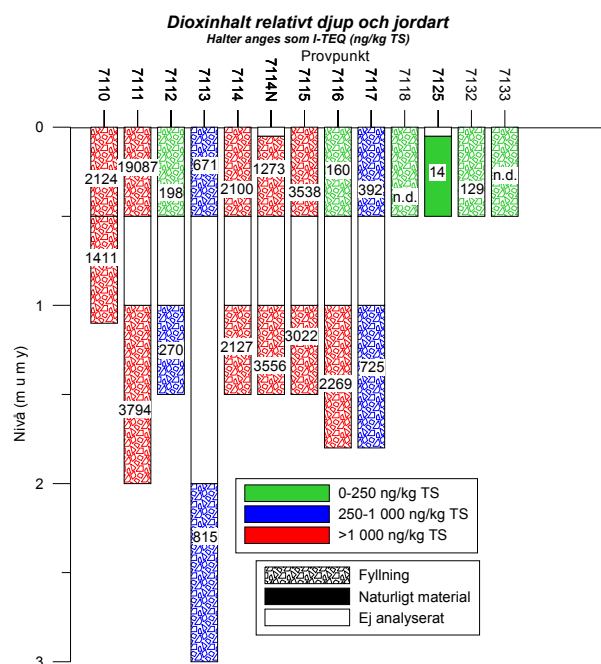
Figur 4.28 Provernas fördelning avseende dioxin (summa PCDD/PCDF, I-TEQ, ng/kg TS) tagna 1996-2003 inom hela undersökningsområdet. Observera att x-axeln har logaritmisk skala.

I Figur 4.29 redovisas en sammanställning av uppmätta dioxinhalter (omräknat till S:a PCDD/PCDF, I-TEQ) i fyllning. I diagrammet har endast diskreta prov (halvmetersnivåer) i olika provpunkter inkluderats. Av diagrammet framgår att merparten av de analyserade proverna har halter överstigande Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (250 ng/kg TS). Motsvarande diagram för dioxin i naturlig jord finns ej, eftersom endast ett prov har analyserats på material som bedömts vara naturlig jord (se vidare Figur 4.30). Halten i detta prov (provpunkt 7125) var 14 ng/kg TS (uttryckt som S:a PCDD/PCDF, I-TEQ). Observera att bedömningen av vad som är fyllning respektive naturlig jord i vissa provpunkter är osäker.



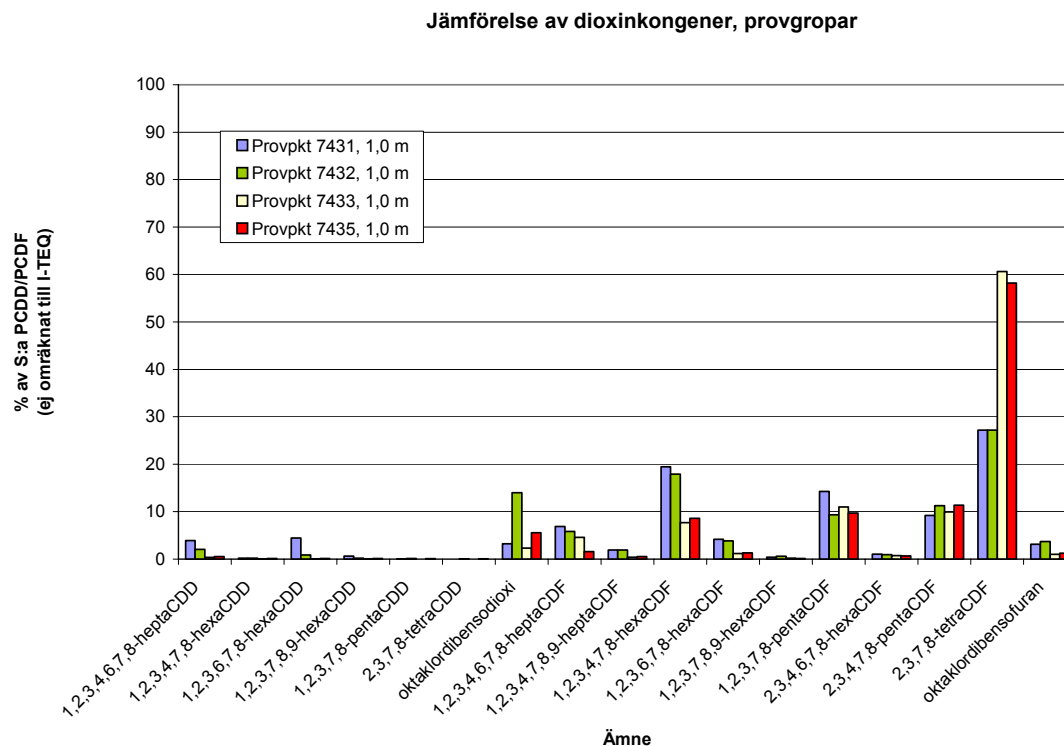
Figur 4.29 Dioxinhalt i fyllning. Diskreta prover (halvmetersnivåer) från provtagning 2002-2003 som analyserats på laboratorium. Streckad linje anger Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (250 ng/kg TS). Observera att y-axeln har logaritmisk skala.

Uppmätt halt dioxin i jord på olika nivåer framgår också av Figur 4.30. I huvudsak har endast relativt ytliga prover (0-3 m i fyllning) provtagits. Med undantag för provpunkt 7111 och 7116 är halterna i samma storleksordning i ytan och den djupare provtagna nivån (>1 m under markytan). I provpunkt 7111 är halten extremt hög i ytan (summa PCDD/PCDF, I-TEQ 19087 ng/kg TS) och något lägre (summa PCDD/PCDF, I-TEQ 3794 ng/kg TS) på nivån 1-2 m under markytan.



Figur 4.30 Uppmätt dioxinhalt (uttryckt i summa PCDD/PCDF, I-TEQ) relativt nivå under markytan.

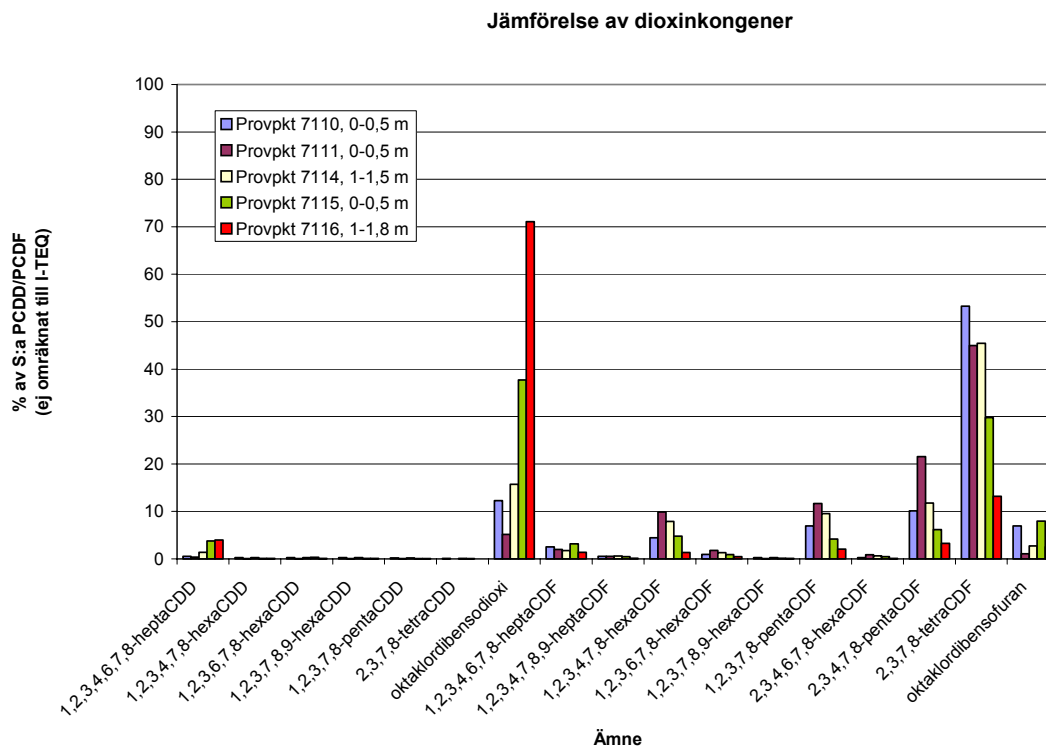
I Figur 4.31 redovisas en jämförelse av dioxinkongener i prov från provgröpar. Ur figuren framgår att för dessa prov är halten 23478-PeCDF relativt konstant, medan andra kongener varierar. Ur figuren framgår också att provgröpar 7431 och 7432 har en likartad sammansättning, liksom provgröpar 7433 och 7435. Däremot skiljer sig dessa båda grupper åt sinsemellan.



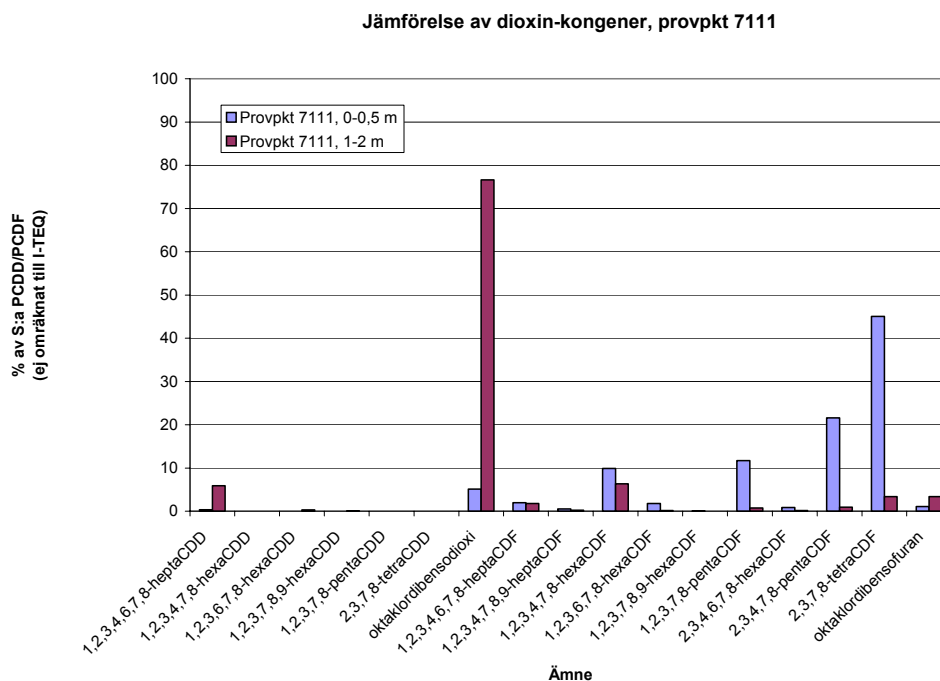
Figur 4.31 Jämförelse av dioxinkongener i prov från provgröpar, angivet i % av summa PCDD/PCDF (ej omräknat till I-TEQ). Provgrop 7431 och 7432 ligger inne på EKA-tomten vid udden, 7433 resp. 7435 ligger i utkanten av EKA-tomten resp. vid Vexia.

I Figur 4.32 - Figur 4.33 redovisas dioxinsammansättningen i provpunkter vid Vexia och bussgaraget. Av figurerna framgår att sammansättningen varierar och att olika föroreningskällor inte kan uteslutas. Skillnaden är särskild tydlig i provpunkt 7111 (se Figur 4.33) där summa PCDD/PCDF (I-TEQ) är 19088 ng/kg TS för nivån 0-0,5 m respektive 3795 ng/kg TS för nivån 1-2 m och där kongensammansättningen skiljer sig märkbart åt. Prov från nivån 1-2 m domineras av oktakilordibensdioxin (OCDD), vilket är en vanligt förekommande förorening i pentakilorfenol (Rappe et al., 1997).

Pentakilorfenol har analyserats i jord i sju punkter inom undersökningsområdet, men inte i direkt anslutning till provpunkt 7111 (se vidare kapitel 4.7). Pentakilorfenol har endast påvisats i jordprov från den högkontaminerade udden. Pentakilorfenol är dock mer vattenlösligt än dioxiner och kan därför antas förekomma som förorening i grundvattnet. Pentakilorfenol har emellertid endast påvisats i grundvatten från rör 502, också det i anslutning till udden (se vidare kapitel 5.7).

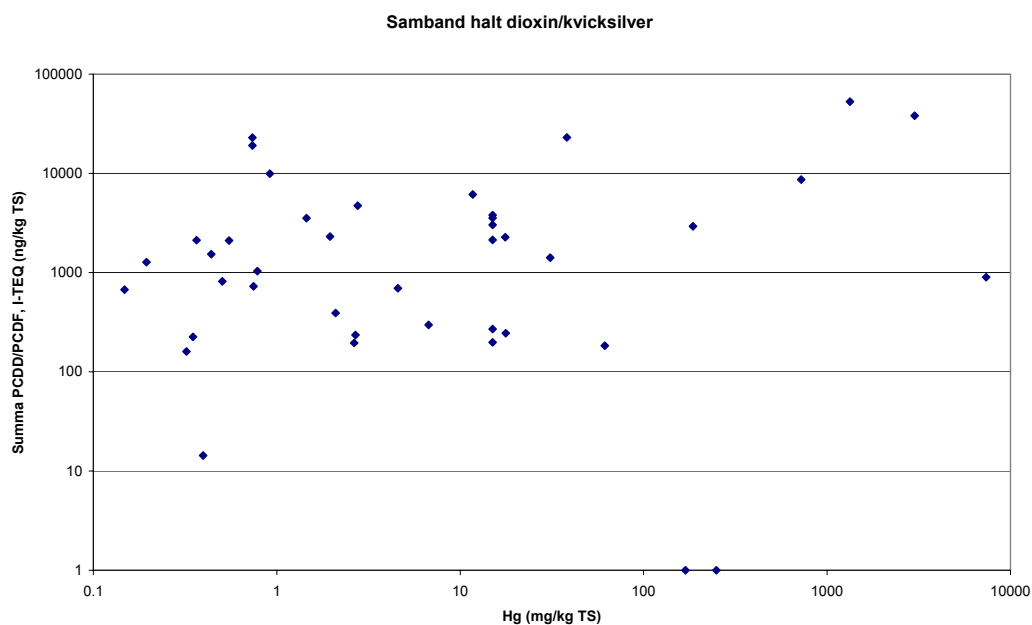


Figur 4.32 Jämförelse av dioxinkongener, angivet i % av summa PCDD/PCDF (ej omräknat till I-TEQ).



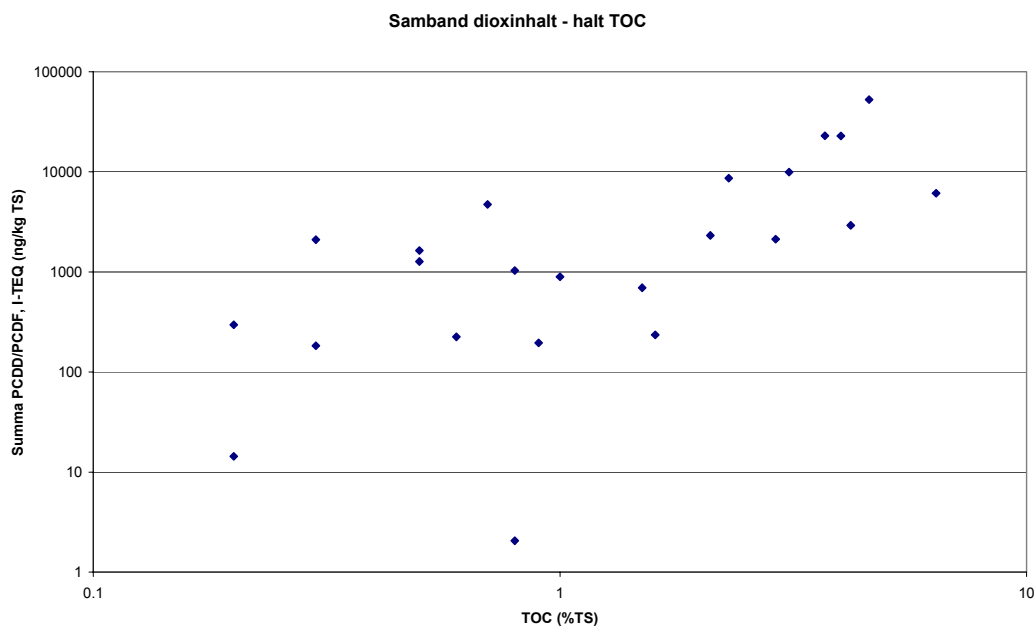
Figur 4.33 Jämförelse av dioxinkongener i provpunkt 7111, angivet i % av summa PCDD/PCDF (ej omräknat till I-TEQ).

I Figur 4.34 redovisas en jämförelse av uppmätt kvicksilverhalt och motsvarande halt dioxin (uttryckt som summa PCDD/PCDF, I-TEQ) i samma prov. I huvudsak har resultat från laboratorieanalys av kvicksilver använts, men där sådan saknas har XRF-resultat använts. Endast ett prov från en tidigare undersökning (Sundberg & Hammar, 1996) har tagits med, eftersom flertalet analyser från tidigare undersökningar utfördes på samlingsprov från olika provpunkter. Av figuren framgår att det inte finns något signifikant samband mellan uppmätta halter kvicksilver och dioxin.



Figur 4.34 Samband mellan uppmätt halt kvicksilver och dioxin i jordprov, samtliga undersökningar 1996-2003. Observera att skalan på x- och y-axeln är logaritmisk.

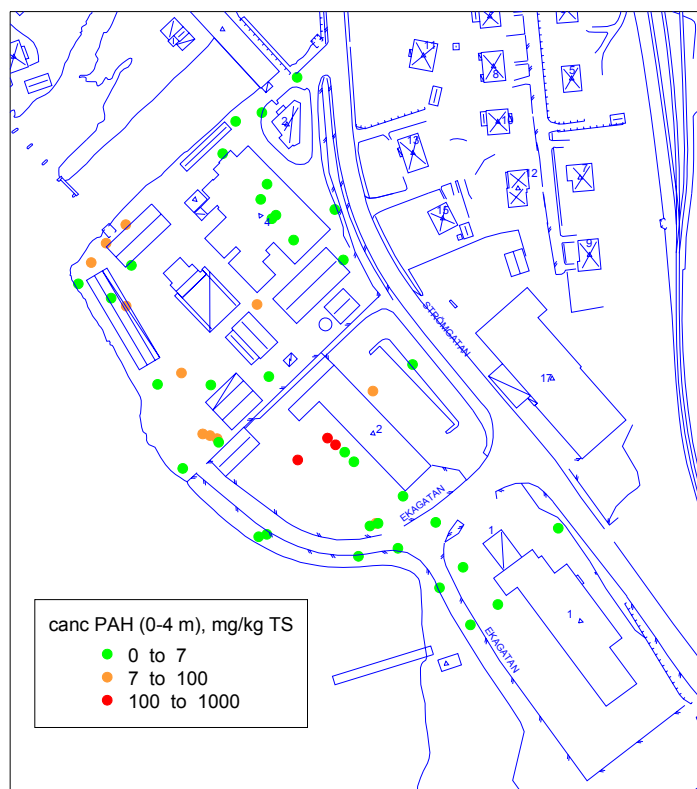
En liknande jämförelse har gjorts mellan dioxinhalt och halt TOC, se Figur 4.35. En viss trend kan ses med högre dioxinhalt vid ökande TOC-halt. Sambandet är dock inte signifikant. TOC-halten är också betydligt lägre i dessa prov som i flertalet fall utgörs av fyllning, än i de referensprover som togs i Bengtsfors tätort med omnejd.



Figur 4.35 Samband mellan dioxinhalt och halt TOC i jord, samtliga undersökningar 1996-2003. Observera att skalan på x- och y-axeln är logaritmisk.

4.6 FÖREKOMST AV PAH

En sammanställning av förekomsten av cancerogena PAH (EPA-16) presenteras i Figur 4.36. I figuren har högsta halten i varje provpunkt inom intervallet 0-4 m från samtliga undersökningar under perioden 1996-2003 använts. I sammanställningen har både diskreta prov och samlingsprov från olika nivåer använts. PAH har i undersökningen 2002-2003 i huvudsak analyserats på prov från borrhöjningar vid Vexia och bussgaraget, i provgroppar, i mark under byggnad (f d cellhallen) samt i ytliga prover från EKA-tomten. Provpunkterna från tidigare undersökningar är utspridda över hela undersökningsområdet.



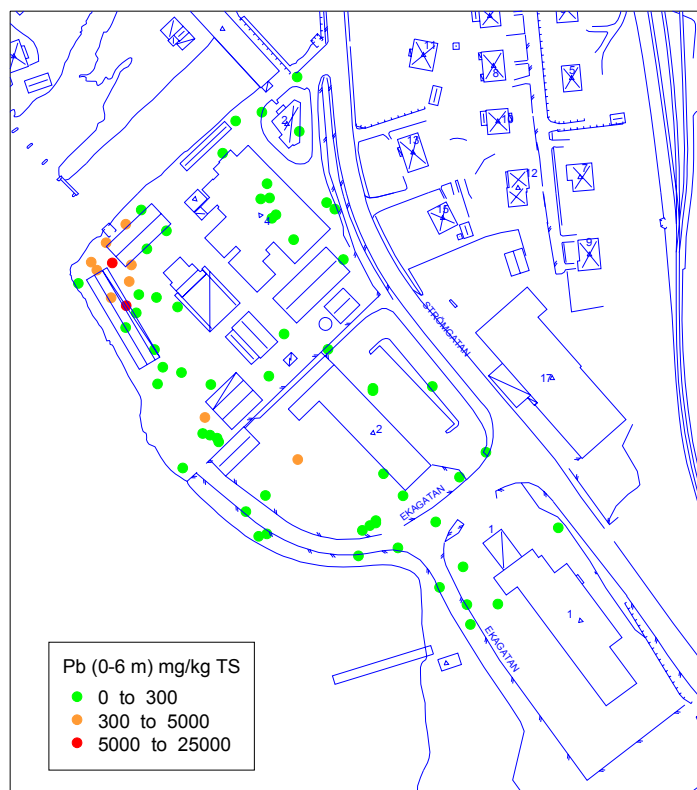
Figur 4.36 Cancerogena PAH i jord 0-4 m från samtliga undersökningar 1996-2003. Högsta halten i varje provpunkt har använts. 7 mg/kg TS motsvarar Naturvårdsverkets riktvärde för förorenade områden, MKM (humantoxbaserat).

De högsta halterna har uppmätts i det utfyllda området vid Vexia (104 - 454 mg/kg TS). Med undantag för provgropparna 7431 - 7433 (alla inom EKA-tomten) som provtagits på nivån 1 m, så är samtliga prov med halter överstigande riktvärdet MKM (7 mg/kg TS) tagna som samlingsprov från flera olika nivåer, varför det är svårt att säga något om hur halterna varierar med djupet.

För halterna av övriga PAH (EPA-16) i jord, så understiger samtliga analyserade prov det human-toxibaserade riktvärdet på 3000 mg/kg TS. Sex prov överstiger emellertid det ekotoxibaserade riktvärdet (40 mg/kg TS).

4.7 FÖREKOMST AV ÖVRIGA ÄMNEN

Höga halter av bly har uppmätts i flera provpunkter vid den högkontaminerade udden inne på EKA-tomten, se Figur 4.37. Den högsta halten, 22 100 mg/kg TS, har uppmätts i jord från provgrop 7132. Endast i två punkter överskrids dock Naturvårdsverket humantoxbaserade riktvärde (5000 mg/kg TS).



Figur 4.37 Redovisning av uppmätt halt bly i provpunkter från samtliga undersökningar 1996-2003 (undantaget samlingsprov från flera olika provpunkter). Högsta halten i varje punkt har använts. 300 mg/kg TS motsvarar det ekotoxikologiskt baserade riktvärdet MKM, medan 5000 mg/kg motsvarar det humantoxbaserade riktvärdet MKM.

Även mycket höga halter av koppar förekommer inom den högkontaminerade udden. Högsta uppmätta halten är här 7897 mg/kg TS i provpunkt 7128. Värt att notera är skillnaden i kopparhalt i provpunkterna 7104 och närprov 7104 (ca 0,5-1 m därifrån). Uppmätt kopparhalt i närprovet, 1490 mg/kg TS, är ca fem gånger högre än på motsvarande nivå i provpunkt 7104. (Den förhöjda kopparhalten i närprovet kan bero på att materialet är heterogent och att t ex en metallflaga kommit med i analysen.) I tidigare undersökningar är högsta uppmätta halten 540 mg/kg TS (provpunkt 317). För mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag anger Naturvårdsverket inget humantoxbaserat riktvärde (pga att halten inte är begränsande) för koppar. Det ekotoxibaserade riktvärdet är 200 mg/kg TS.

I provpunkterna 7101, 7102 och 7131 (samtliga på udden vid EKA) har arsenikhalter överskridande Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (40 mg/kg TS) uppmätts. Högsta halten, 169 mg/kg TS, har uppmätts i provpunkt 7131. Även zink uppvisar höga halter i några punkter på udden. Högsta halten, 2246 mg/kg TS, har uppmätts i provpunkt 7107. I tidigare undersökningar har ex-

tremvärdet 12900 mg/kg TS uppmätts för zink i provpunkt 103 på nivån 1,0-1,5 m under markytan. Denna provpunkt (103) är inte placerad vid udden utan invid de tidigare klorkamrarna och f d sågverket. Vid nya provtagningar i närområdet (provpunkt 7122, provgrop 7433) har sådana extremvärden inte uppmätts. För mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag anger Naturvårdsverket inget humantoxbaserat riktvärde (p g a att halten inte är begränsande) för zink. Det ekotoxbaseerade riktvärdet är 700 mg/kg TS.

Halterna av kobolt är överlag låga. Två värden från provtagning i jord under byggnad (f d cellhallen) sticker ut, med halter på 639 resp 405 mg/kg TS. Halterna överskrider dock inte det humantoxbaseerade riktvärdet för MKM (3000 mg/kg TS).

Halterna av kadmium, vanadin och nickel överskrider inte i något av de analyserade proverna (samtliga undersökningar) Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM.

Platina användes vid driften i kloralkali-fabriken (se vidare rapport EKA 2002:6). Platina har analyserats i tre prov från EKA-tomten (provpunkt 7101, 7104, 7126) på nivån 1-2 m. Inget av proven har halter över rapporteringsgränsen (dvs <3 mg/kg).

På åtta prover (från tre borrhöjningar och fem provgropar) har ett större antal organiska ämnen analyserats, såsom mineralolja, PCB, klorerade pesticider, BTEX, klorerade alifater och klorfenoler. För en specificering av analyserade ämnen, se Bilaga A.

Mineralolja i fraktion C16-C35 har påvisats i samtliga analyserade prov men halterna är låga, se Tabell 4.5. Endast i ett fall överskrider Naturvårdsverkets riktvärde för bensinstationer (Naturvårdsverket/SPIMFAB, 1998) på 1000 mg/kg TS.

Tabell 4.5 Uppmätta halter av mineralolja, fraktion C16-C35 (mg/kg TS) i provtagning 2002-2003.

Provpunkt	7114	7128	7165	7431	7432	7433	7434	7435
Nivå (m)	2,5-3	1,5-2,0	1,4-1,7	1,0-1,0	1,0-1,0	1,0-1,0	1,0-1,0	1,0-1,0
Fraktion C16-C35 (mg/kg TS)	170	180	38	81	110	130	1100	15

Halten av PCB och BTEX ligger i samtliga analyserade prover under rapporteringsgränsen. I flertalet prov är även halten av övriga analyserade parametrar (i analyspaketet) under rapporteringsgränsen. Rapporterade halter redovisas i Tabell 4.6. Halterna är överlag låga och överskrider inte relevanta riktvärden.

Tabell 4.6 Uppmätta halter av organiska ämnen (mg/kg TS) i provtagning 2002-2003. Endast ämnen och provpunkter där halterna är över rapporteringsgränsen redovisas. För mineralolja fraktion C16-C35, se Tabell 4.5 ovan.

Ämne	7128	7431	7432	7434
Fraktion C10-C12	-	-	-	22
Fraktion C12-C16	11	-	-	110
Pentaklorfenol	-	7,6	-	-
2,4,6-triklorfenol	-	2,9	-	-
Tetrakloreten	-	1,1	0,14	-
Triklloreten	-	0,043	0,043	-
Hexaklorbensen	-	0,027	-	-

Även i tidigare undersökningar (Sundberg et al, 1998) har organiska ämnen analyserats. Halterna av totalt extraherbara aomater samt fraktionerade kolväten (C5-C8, C8-C10, C10-C16) är generellt låga. Höga halter av opolära alifater har uppmätts i provpunkt 325 (1800 mg/kg TS), i provgrop 325 (5900 mg/kg TS) och i slam från dagvattenprov, provpunkt 326 (840 mg/kg TS). För opolära alifater saknas relevanta riktvärden.

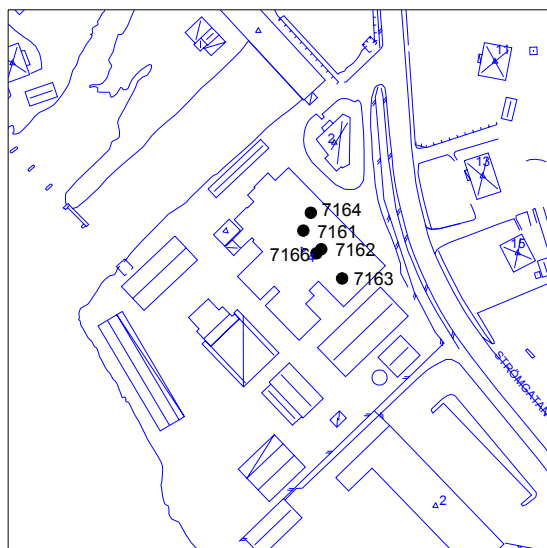
pH och TOC har mätts i ett urval av proverna från undersökningen 2002-2003. pH varierar mellan 5,8 och 12,1 i de analyserade proverna, se Tabell 4.7. Högst pH har uppmätts i jord under den f d cellhallen och i provgrop 7433 (i anslutning till de tidigare klorkamrarna). I övrigt är pH-värdena att betrakta som normala för fyllningsmaterial. TOC i de analyserade proverna varierar mellan 0,1 och 6,8 % av TS, se Tabell 4.7.

Tabell 4.7 pH och TOC i analyserad jordprov från undersökning under 2002-2003.

	pH	TOC (% av TS)
Max	12,1	6,8
Min	5,8	0,1
Median	7,6	1,3

4.8 MARK UNDER BYGGNAD

För att undersöka om jorden under den f d cellhallen är förorenad har jordprover tagits under bottenplattan i byggnaden. För provtagningen har en specialutrustning använts. Prover har tagits ner till som mest 2 m under markytan. Provpunkternas placering presenteras i Figur 4.38. (Proverna är också inkluderade i redovisningen av den totala förekomsten av kvicksilver, dioxin, PAH och övriga ämnen i kapitel 4.4 - 4.7.)



Figur 4.38 Provpunkter i mark under byggnad (f d cellhallen), undersökning 2002-2003.

En sammanställning av resultaten från analys av prover från denna provtagning redovisas i Tabell 4.8. Halten av PAH-er är låga. Dioxinhalten överskrider Naturvårdsverkets humantoxbaserade riktvärde (I-TEQ 250 ng/kg TS) i en punkt. Kviksilverhalten är däremot hög eller mycket hög. Det generella riktvärdet (7 mg/kg TS) överskrids, med ett undantag, för samtliga prov. Halten i provpunkt 7162 är mycket hög, och i samma storleksordning som den högsta halt som uppmätts vid den högkontaminerade udden.

Tabell 4.8 Uppmätta halter av Hg, dioxin och PAH i mark under byggnad under 2002-2003.

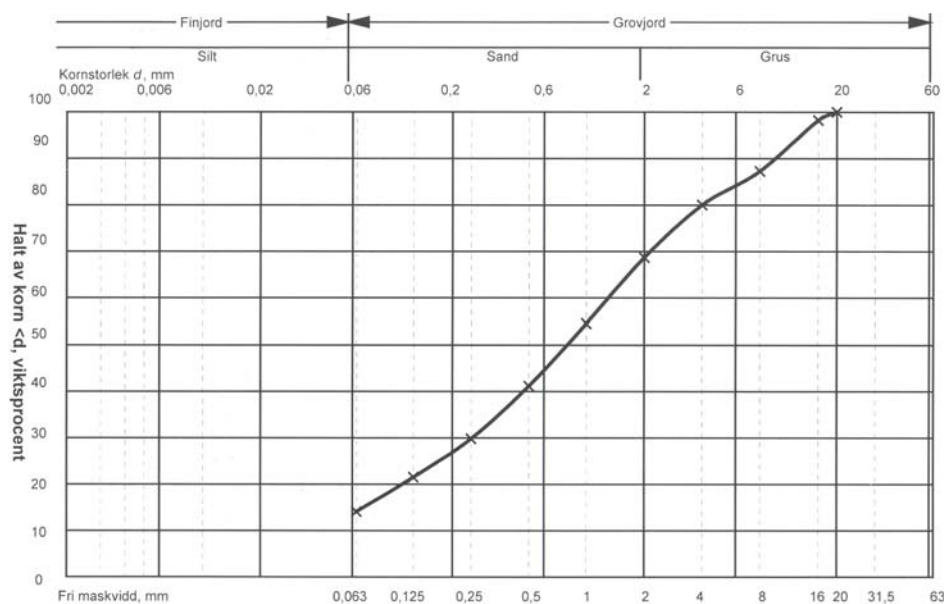
Provpunkt	Nivå (m)	Hg (mg/kg TS)	S:a PCDD/PCDF I-TEQ (ng/kg TS)	S:a PAH cancerogena (mg/kg TS)	S:a PAH övriga (mg/kg TS)
7161	0,3-0,6	61,4	183	<0,2	0,078
	0,9-1,05	211	-	<0,2	<0,2
7162	0,33-0,4	7369	895	1,2	4,7
	0,4-0,9	9039	-	0,61	3,2
7163	1-1,2	17,7	244	<0,2	0,063
	1,4-1,7	4,6	-	<0,070	0,58
7164	0,24-0,5	169	n d	<0,2	0,059
	1,1-1,1	34,3	-	<0,2	0,34
7166	0,42-1	249	n d	<0,2	<0,2
	1,3-1,4	1025	-	<0,2	<0,2
	1,7-1,7	278	-	<0,2	<0,2

I ett prov (provpunkt 7163, nivå 1,4 - 1,7 m) har en screeninganalys på organiska ämnen utförts (se vidare kapitel 4.7). En specificering av analyserade ämnen ges i Bilaga A. Med undantag för mineralolja i fraktionen C16-C35, är samtliga analyserade ämnen under rapporteringsgränsen. Halten mineralolja C16-C35 är dock låg, 38 mg/kg TS.

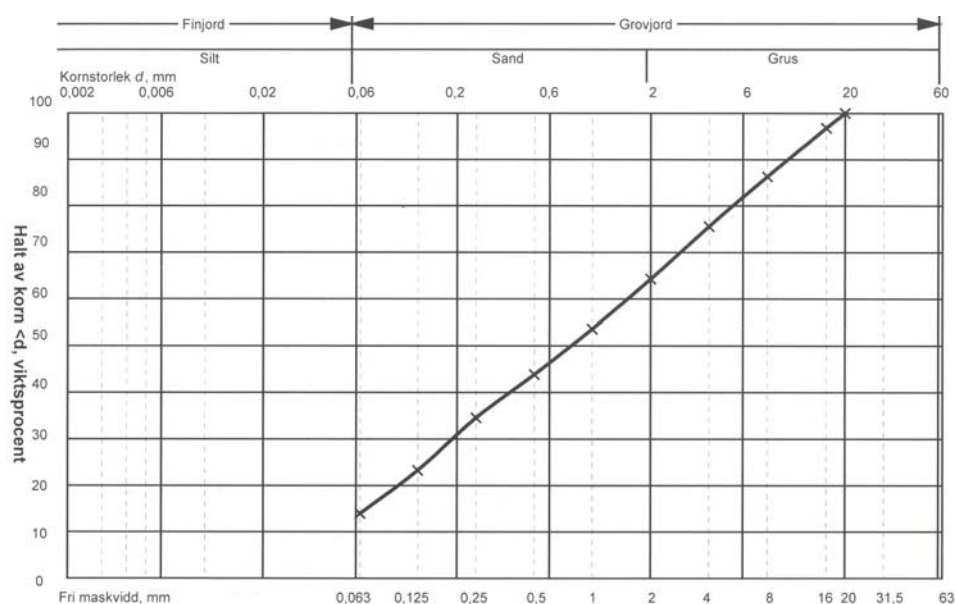
Provtagning och analys av prov från jord under den f d cellhallen utfördes även i SGI:s undersökning 1997. Proverna analyserades då med avseende på kvicksilver, och halterna då (8-220 mg/kg TS) var lägre än vid de nya provtagningarna.

4.9 JÄMFÖRELSE SIKTADE PROVER

På prov från 10 provpunkter fördelade över hela undersökningsområdet har kornfördelningen undersökts. I varje provpunkt gjordes ett samlingsprov av material från alla provtagna nivåer, för att tillräcklig mängd material skulle erhållas för siktningen. Samlingsprovet utgjordes av en lika mängd (viktmässigt) material från varje provnivå. Kornkurvorna finns redovisade i rapport EKA 2002:7. Två exempel redovisas i Figur 4.39 - Figur 4.40.



Figur 4.39 Kornfördelningskurva, provpunkt 7101, 0-3,5 m.



Figur 4.40 Kornfördelningskurva, provpunkt 7122, 0-2,5 m.

Utifrån kornfördelningskurvorna valdes de tre prov ut som hade högst andel material <0,063 mm, för vidare analys. Proverna analyserades med avseende på föroreningar, både som totalprov och som prov i två olika fraktioner (<0,063 mm respektive 0,063-20 mm). I Tabell 4.9 jämförs fraktionerna med totalproven.

Tabell 4.9 Jämförelse av innehållet av dioxin (ng/kg TS), PAH (mg/kg TS) och Hg (mg/kg TS) i olika fraktioner i siktade prover.

Provpunkt	7101 (0-3,5 m)			7120 (0-1,7 m)			7122 (0-2,5 m)		
	Hela provet	<0,063 mm	0,063-20 mm	Hela provet	<0,063 mm	0,063-20 mm	Hela provet	<0,063 mm	0,063-20 mm
S:a PCDD/PCDF I-TEQ	52606	-	39598	-	-	-	-	-	-
S:a PAH cancerogena	23	-	25	22	-	15	62	-	81
S:a PAH övriga	32	-	25	22	-	16	80	-	91
Hg	1335	1016	649	38,2	67,9	19,5	0,914	1,88	0,499

Endast ett prov har analyserats med avseende på dioxin både som totalprov och som siktat prov. Provpunkten (7101) ligger på den kraftigt förorenade udden och provet innehåller också extremt höga dioxinhalter. Dioxinhalten i totalprovet och fraktionen 0,063-20 mm är i samma storleksordning och skillnaden mellan proverna kan förmodligen förklaras av osäkerheter i resultaten beroende på t ex provuttag och provberedning.

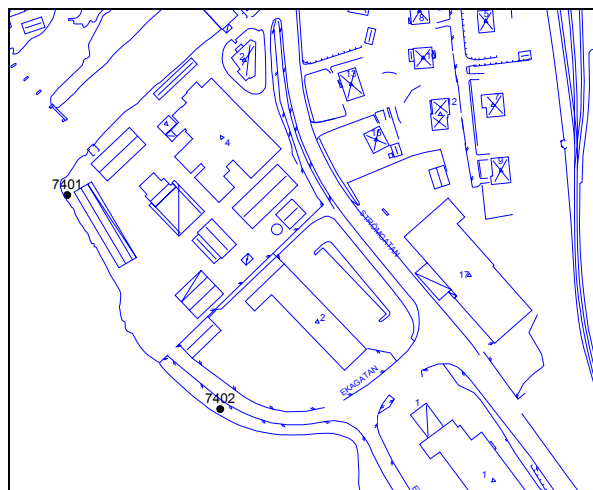
Även för PAH-erna är halterna i totalproven och fraktionerna 0,063-20 mm i samma storleksordning. En jämförelse av de olika PAH-er som analyserats, visar att i prov från punkten 7101 är halten

naftalen i fraktionen 0,063-20 mm ca 10 ggr högre än i totalprovet (1,9 resp 0,21 mg/kg TS). Samma tendens finns dock inte i prov från de andra två provpunkterna.

För samtliga prov är kvicksilverhalten högre i finfraktionen än i den grövre fraktionen (0,063-20 mm). Finfraktionen utgör dock bara en mindre del av det totala provet (ca 10-15 %), varför endast en mindre del (uppskattningsvis omkring en tredjedel) av den totala föroreningen återfinns i fraktionen < 0,063 mm. Samma tendens syns för flertalet av övriga analyserade metaller.

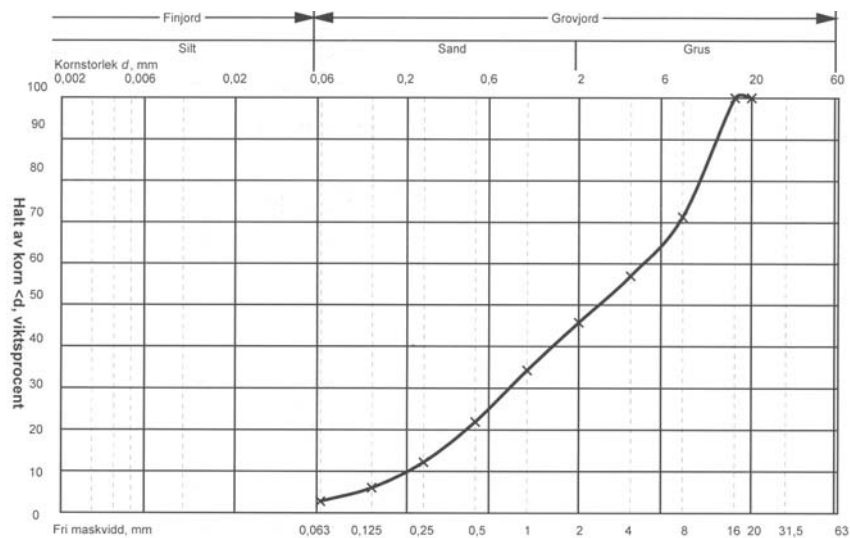
4.10 PROVER I VATTENBRYNET

I två punkter i vattenbrynet, 7401 och 7402 (se Figur 4.41), har ytliga prover tagits ut för bestämning av kornstorleksfördelning samt analys av metaller, PAH och dioxin. I provpunkt 7401 har prov tagits både över och under vattenytan. Proverna togs ut med hjälp av liten spade, vilket innebär att en del provmaterial föll bort från provet taget under vattenytan.

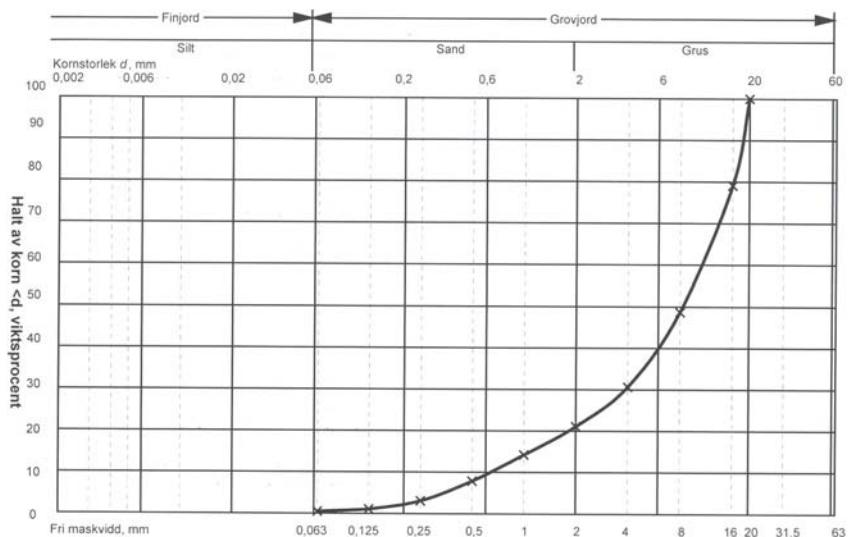


Figur 4.41 Provpunkt 7401 och 7402 i strandkanten.

Alla tre proverna är betecknade som sandigt grus. Kornstorleksfördelning för prov från punkt 7401 (över och under vattenytan) presenteras i Figur 4.42 och Figur 4.43. Provet uttaget under vattenytan innehåller grövre material, indikerande att finare material spolats bort (eller inte kommit med vid provuttag, se kommentar ovan).



Figur 4.42 Kornfördelningskurva, provpunkt 7401 över vattenytan.



Figur 4.43 Kornfördelningskurva, provpunkt 7401 under vattenytan.

I Tabell 4.10 redovisas analysresultaten. Dioxin har endast analyserats i ett av proven, från provpunkt 7401 taget under vattenytan. Dioxinhalten är mycket hög och resultatet överensstämmer med övrig provtagning inom den förorenade udden på EKA-tomten. Halterna av PAH är överlag låga och överskrider inte Naturvårdsverkets humantoxbaserade riktvärden för mindre känslig markanvändning (S:a cancerogena PAH 7 mg/kg TS, S:a övriga PAH 3000 mg/kg TS). Kvicksilverhalten är hög i provpunkt 7401 och överstiger kraftigt Naturvårdsverkets humantoxbaserade riktvärde (MKM, 7 mg/kg TS). Halterna av PAH och kvicksilver är högre i provet taget över vattenytan än i provet taget under vattenytan, vilket kan tyda på en urtvättningseffekt eller att förorenat finmaterial har eroderat bort.

Tabell 4.10 Jämförelse av innehållet av dioxin, PAH och kvicksilver i prover tagna i strandkanten.

Provpunkt	Enhet	7401	7401	7402
Nivå		0-0,2 m (över v.y.)	0-0,2 m (under v.y.)	0-0,2 m (över v.y.)
S:a PCDD/PCDF, I-TEQ	ng/kg TS	-	1635	-
S:a PAH cancerogena	mg/kg TS	3,3	0,60	0,79
S:a PAH övriga	mg/kg TS	3,5	0,50	0,56
Hg	mg/kg TS	123	34,4	0,637

Ytterligare provtagning i strandkanten (med borrbandvagn från flotte) har genomförts i juni 2003. Resultaten från denna kompletterande provtagning redovisas i en separat rapport, EKA 2003:4.

4.11 KONTROLL AV SKÖLJPROVER

I enlighet med instruktionerna i provtagningsmanualen (rapport EKA 2002:19) togs sköljprover (det sista sköljvattnet vid rengöring av skruvborren). Ett urval av sköljproverna skickades för analys på laboratorium och analyserades avseende på kvicksilver, se Tabell 4.11. Endast ett prov har kvicksilverhalt under rapporteringsgränsen ($<0,02 \mu\text{g/l}$). Den lägsta rapporterade halten finns i det prov som utfördes innan provtagning påbörjades den 12 december 2002 (observera att denna halt är lägre än rapporteringsgränsen $0,02 \mu\text{g/l}$ i prov från punkt 7118). Högst halter har uppmätts i sköljprov från provpunkter närmast den högkontaminerade udden. En slutsats utifrån dessa rengöringsprov är att utförd rengöring inte varit helt effektiv. Den korskontaminering som kan ha inträffat bedöms dock inte påverka den totala bilden av föroreningssituationen. Det går inte vid en jämförelse mellan jordprover tagna omedelbart före och efter utfört sköljprov se någon kraftig förhöjning av kvicksilverhalter som skulle kunna ha orsakats av korskontaminering. En överslagsberäkning utifrån föroreningshalterna i sköljproven visar också att det ev. bidraget från skruvborren är marginell, även i de provpunkter där föroreningshalterna är mycket låga.

Tabell 4.11 Kvicksilverhalter ($\mu\text{g/l}$) i sköljprov vid rengöring av skruvborr.

Provpunkt	Nivå (m)	Provtagningsdatum	Kvicksilverhalt ($\mu\text{g/l}$)	Kommentar
7102	2-2,4	2002-11-23	4,38	
7104	3-4	2002-11-22	12,0	
7105	3-4	2002-11-22	0,0873	
7108	4-5	2002-11-20	0,124	
7117	0-1	2002-11-27	0,201	
7118	0-1,5	2002-11-28	$<0,02$	
7131	0-0	2002-12-12	0,0039	Sköljprov innan provtagning påbörjades

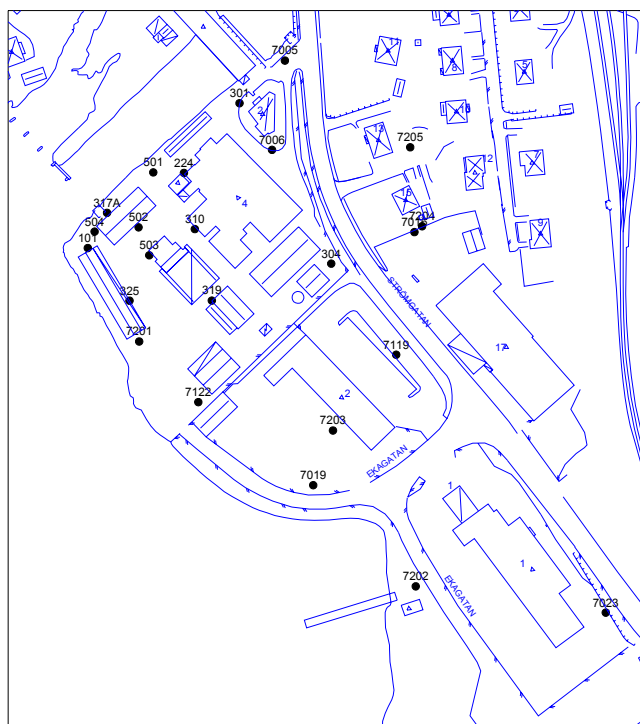
5 RESULTAT GRUNDVATTEN

5.1 ALLMÄNT

Grundvattenprov har tagits i totalt 22 olika grundvattenrör (både nya och gamla, se Figur 5.1), samt i ytterligare några provpunkter/sonderingshål. Inget grundvattenprov har tagits i gv-rör 7016, då det ligger i direkt anslutning till gv-rör 7204. Provtagningsförfarande och beskrivning av utförda analyser redovisas separat i rapport EKA 2002:07 (Resultatrapport). Vid de provtagningsstillfällena då prov för flera olika analyser togs, fylldes flaskorna för organiska analyser först (PCE, PAH, klorfenol, dioxin), därefter flaskorna för metallanalys och slutligen flaskan för fysikalisk – kemisk karakterisering. Provtagning skedde mestadels med hjälp av sk Bailer-hämtare, i några fall med hjälp av peristaltisk pump.

Beroende på typ av analys har proverna analyserats dekanterade, ofiltrerade eller filtrerade. Dekanteringen har utförts på analyslaboratoriet enligt särskild utformad dekanteringsrutin.

En kompletterande grundvattenprovtagning skedde i maj 2003. För några av de rör (319, 502, 7202) som provtogs då, utfördes provtagningen i slutet av den provpumpning som samtidigt genomfördes. Provpumpningen innebär att proverna representerar grundvatten från en större markvolym än vid annan typ av provtagning. Analysresultat från denna kompletterande provtagning finns inkluderad i redovisningen nedan.



Figur 5.1 Grundvattenrör som använts i denna undersökning (2002-2003) för provtagning av grundvatten och för mätning av grundvattennivå.

5.2 FÖREKOMST AV METALLER

I flertalet fall har metaller i grundvatten analyserats både på dekanterat (ofiltrerat) och filtrerat prov. I Tabell 5.1 redovisas uppmätt kvicksilverhalt i dekanterade respektive filtrerade prover.

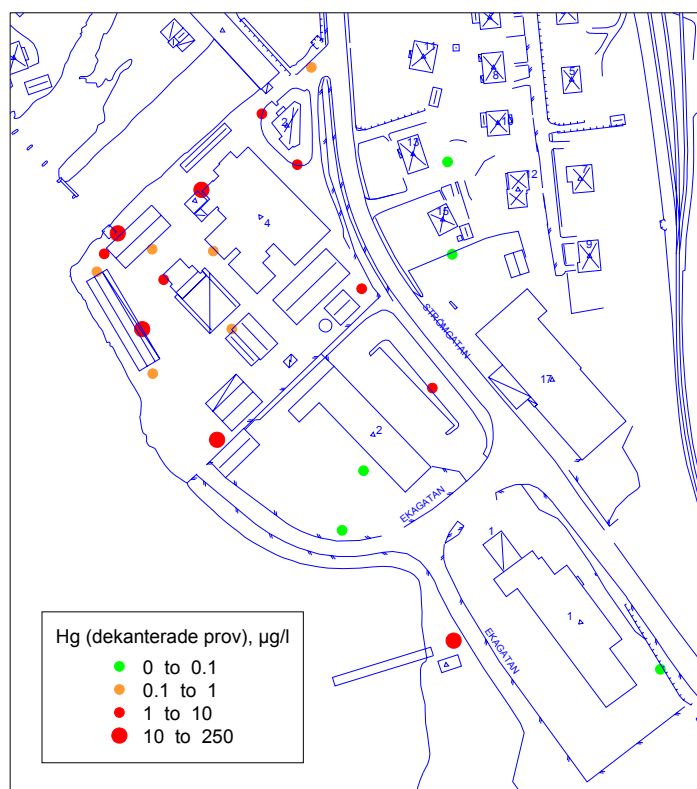
Tabell 5.1 Uppmätta halter kvicksilver ($\mu\text{g/l}$) i grundvattenrör provtagna december 2002 – maj 2003. Dekanterade respektive filtrerade prover. Kursiva värden inom parentes anger resultat från tidigare undersökningar. * är ett ofiltrerat prov, ej dekanterat.

Gv-rör		Dekanterat prov	Filtrerat prov	Provtagningsmetod	Noteringar fältprotokoll
101	<i>maj 1996</i>		<i>(<0,2)</i>		
	<i>sep 1996</i>	<i>(10,5*)</i>	<i>(0,15)</i>		
	<i>nov 1997</i>		<i>(0,0791)</i>		
	dec 2002	0,402	<0,02	Peristaltisk pump	
	maj 2003	0,236	0,0375	Bailer-hämtare	”svartaktigt” vatten (partiklar)
224	dec 2002	37,6	<0,02	Peristaltisk pump	grumligt vatten
301	<i>nov 1997</i>		<i>(0,0126)</i>		
	dec 2002	9,99	<0,02	Peristaltisk pump	
304	<i>nov 1997</i>		<i>(0,0093)</i>		
	dec 2002	1,21	<0,02	Bailer-hämtare	grumligt vatten
	maj 2003	0,434	<0,02	Bailer-hämtare	grumligt brunt
310	<i>nov 1997</i>		<i>(1,09)</i>		
	dec 2002	0,725	0,0772	Bailer-hämtare	grumligt (ej partiklar)
317A	<i>nov 1997</i>		<i>(0,0244)</i>		
	dec 2002	118	0,0388	Bailer-hämtare	något grumligt vatten
319	<i>nov 1997</i>		<i>(0,0026)</i>		
	dec 2002	0,223	<0,02	Peristaltisk pump	
	maj 2003	<0,02	<0,02	Provpumpning	
325	<i>nov 1997</i>		<i>(0,0131)</i>		
	dec 2002	223	<0,02	Bailer-hämtare	
502	dec 2002	0,501	0,0509	Bailer-hämtare	något grumligt vatten
	maj 2003	0,0469	<0,02	Provpumpning	
503	dec 2002	3,73	0,381	Bailer-hämtare	
504	dec 2002	5,77	0,141	Bailer-hämtare	
7005	dec 2002	0,788	<0,02	Bailer-hämtare	grumligt vatten
7006	dec 2002	2,15	<0,02	Bailer-hämtare	grumligt vatten
7016	dec 2002	0,0728	<0,02	Bailer-hämtare	lite grumligt
7019	dec 2002	<0,02	<0,02	Bailer-hämtare	lite grumligt
7023	feb 2003	<0,02	<0,02	Peristaltisk pump	
7119	dec 2002	1,41	<0,02	Bailer-hämtare	lite grumligt
7122	dec 2002	65,6	<0,02	Bailer-hämtare	
	maj 2003	<0,02	<0,02	Bailer-hämtare	”vitaktigt” vatten
7201	dec 2002	0,572	<0,02	Bailer-hämtare	
7202	dec 2002	20,3	<0,02	Bailer-hämtare	klart vatten
	maj 2003	0,0223	<0,02	Provpumpning	
7203	dec 2002	0,0786	0,0359	Bailer-hämtare	klart vatten
7205	feb 2003	<0,02	<0,02	Peristaltisk pump	

Av tabellen framgår att kvicksilverhalten i dekanterat prov varierar mellan <0,02 $\mu\text{g/l}$ i rör 319, 7019, 7023 och 7205 till som högst 223 $\mu\text{g/l}$ i rör 325. Även i rör 224, 317A, 7122 och 7202 är halterna höga i det dekanterade provet (> 10 $\mu\text{g/l}$). I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för förorenade områden (Naturvårdsverket, 1999a) är 10 $\mu\text{g/l}$ satt som en gräns för när tillståndet bedöms

som mycket allvarligt (kvicksilver i grundvatten). Halterna är generellt lägre i grundvattenproven från den kompletterande provtagningen utförd i maj 2003, jämfört med proverna från provtagningen i december 2002. Resultaten och möjliga orsaker till haltskillnaderna mellan de olika provtagningarna diskuteras i rapport EKA 2002:3 (Föroreningsspridning från EKA-området).

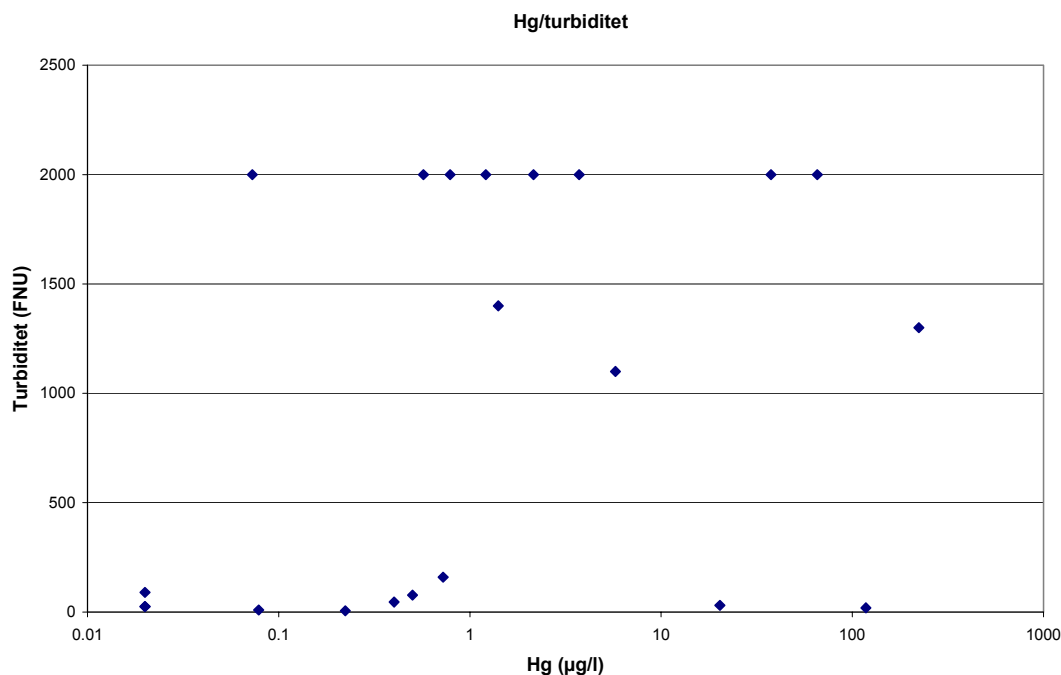
Kvicksilverförekomst i grundvatten (analys av dekanterade prover) presenteras i Figur 5.2. För grundvattenrör där prov tagits vid flera tillfällen (december 2002 och maj 2003) har högsta halten använts.



Figur 5.2 Kvicksilverförekomst i grundvatten (dekanterade prover) för prov tagna december 2002 – maj 2003. För grundvattenrör där prov tagits vid flera tillfällen, har högsta halten använts. 0,1 µg/l motsvarar det kanadensiska ytvattenkriteriet (akvatiskt liv, sötvatten).

Inga jordprover har tagits i exakt samma provpunkter som grundvattenproven. En jämförelse mellan kvicksilver i jordprover (Figur 4.11 - Figur 4.12) och i dekanterade grundvattenprov (Figur 5.2) visar att höga halter kvicksilver i grundvatten har uppmätts även i områden där halten i jord inte är anmärkningsvärt hög.

I de filtrerade proven är halterna låga, i flera fall under rapporteringsgränsen. Detta kan tolkas som att kvicksilverföroreningen i huvudsak är partikelbunden. Värt att notera är att även i rör 325 med en mycket hög halt i det dekanterade provet, är halten under rapporteringsgränsen i det filtrerade provet. Kviksilverhalten i dekanterade prover har plottats mot turbiditeten (mätt i prov som inte dekanterats), men något tydligt samband mellan dessa båda parametrar finns inte, se Figur 5.3.



Figur 5.3 Kviksilverhalt (dekanterade prover) i förhållande till turbiditet. Observera att för flera prover är turbiditeten angiven som >2000 FNU. Turbiditeten är mätt i ofiltrerade prover som inte dekanterats. För x-axeln (kvicksilverhalt) är skalan logaritmisk.

I tidigare undersökningar har huvudsakligen filtrerade vattenprover analyserats. I Tabell 5.1 ovan redovisas halterna i de grundvattenrör som även provtagits under 2002-2003. I provpunkterna 101, 103, 108, 310, 317A, 325 och 326 uppmättes i tidigare undersökningar kvicksilverhalter över 0,02 µg/l, dvs den nu aktuella rapporteringsgränsen för kvicksilveranalyser. I provgröpar i punkterna 325 och 326 uppmättes kvicksilverhalter på 23,8 respektive 1,92 µg/l på filtrerade vattenprover. Detta överensstämmer med den höga kvicksilverhalten i det dekanterade provet från gv-rör 325 i denna undersökning. Prov från gv-rör 101 och 103 analyserades även ofiltrerat i undersökningen 1996. Kviksilverhalten var 10,5 respektive 0,43 µg/l. Halterna i den nuvarande undersökningen är därmed generellt avsevärt mycket högre.

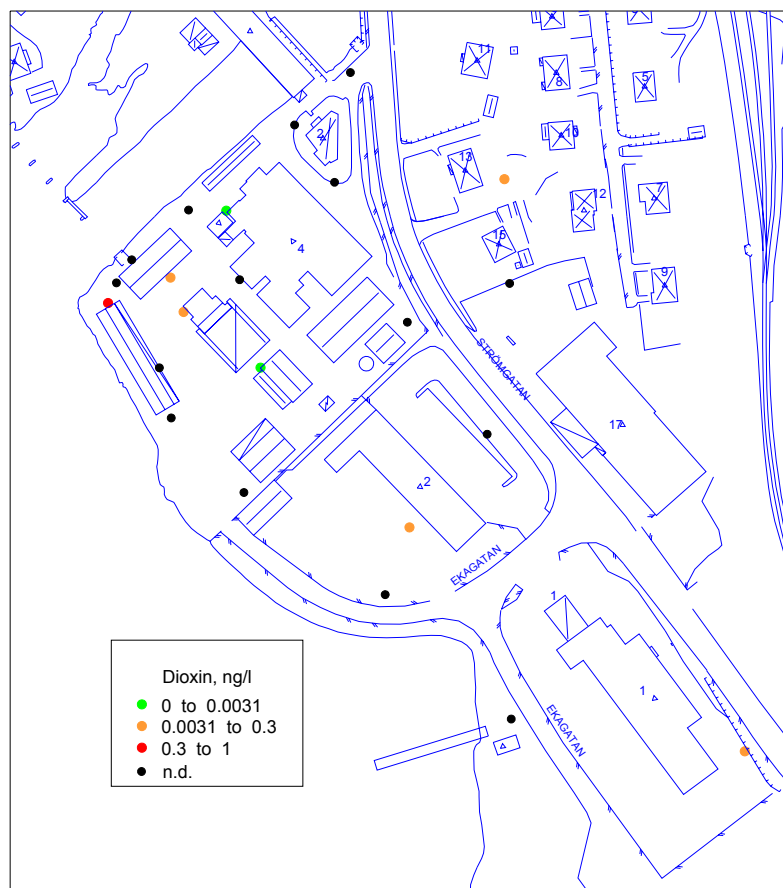
Metylkviksilver har analyserats i tre prover, se Tabell 5.2. Analysen har skett på ofiltrerade prover. I två av proven har metylkvicksilver påvisats. Den uppmätta halten metylkvicksilver utgör 2 resp 0,3 % av halten totalkvicksilver i de dekanterade proverna från samma grundvattenrör. Metylkviksilver har inte analyserats i grundvatten i tidigare undersökningar. Däremot har ytvatten från Bengtsbrohöljen analyserats med avseende på metylkvicksilver, både år 2000 och 2002. Av de prov som togs under 2002 (rapport EKA 2002:20) ligger samtliga prov under rapporteringsgränsen (0,06 ng/l). Det innebär att halten i grundvattenrör 101 är mer än 100 ggr högre än halten i Bengtsbrohöljen, halten i grundvattenrör 502 mer än 25 ggr högre.

Tabell 5.2 *Halt metylkvicksilver i grundvatten.*

Gv-rör	Halt (ng/l)
101	9,3
301	<0,06
502	1,7

5.3 FÖREKOMST AV DIOXIN

Dioxin har påvisats i sju av de provtagna grundvattenrören, se Figur 5.4 och Tabell 5.3. Analys utfördes på ofiltrerade prover. I övriga grundvattenrör som provtagits är halterna under rapporteringsgränsen. Observera att rapporteringsgränsen i analysen pga provtagningsmetoden är högre än rapporteringsgränsen för ytvatten. Dessutom bör noteras att rapporteringsgränsen skiljer sig åt mellan olika prov (bl a beroende på utspädning av provet vid analysen). Det innebär att det kan finnas spår av dioxin även i andra grundvattenrör än de som redovisas här nedan. (Vid den analys som utfördes på prov från maj 2003 användes bättre analysmetod och därmed erhöles också en lägre rapporteringsgräns än för övriga prov.) Används den högsta rapporteringsgränsen för varje kongen, blir den beräknade rapporteringsgränsen för summaparametern S:a PCDD/PCDF I-TEQ 0,221 ng/l. Endast i grundvattenrör 101 överstiger summa PCDD/PCDF I-TEQ denna rapporteringsgräns.



Figur 5.4 Dioxin (S:a PCDD/PCDF, I-TEQ) i grundvatten. 0,0031 ng/l motsvarar holländska dricksvattenkriteriet (humantox, grundvatten). n.d. betyder "not detectable", dvs under rapporteringsgränsen. Observera att rapporteringsgränsen skiljer sig åt mellan olika prov.

I Tabell 5.3 redovisas halterna av analyserade dioxin-kongener i de grundvattenrör som innehåller påvisbara halter, samt omräknat toxiska ekvivalenter enligt EN 1948-1:1996 (summa PCDD/PCDF I-TEQ). Av tabellen framgår att det är i stort sett samma dioxinkongener som förekommer i de olika grundvattenproven. Det skulle kunna innebära att källan är den samma men det kan också ha andra orsaker. Lösligheten för de olika kongenerna skiljer sig åt med en faktor 10 000. Detta innebär att halterna i grundvattnet även är beroende av vilken löslighet kongenen har. Kongenen med minst löslighet är oktaklordibensodioxin med en löslighet om 0,074 ng/l vid 25 °C (Tox Probe Inc). Halten i grundvattenprov från 7023 och 7205 överstiger lösligheten med flera tiopotenser vilket innebär att här finns dioxinhaltiga partiklar. I rör 101, 224, 319, 502 och 503 förekommer de kongener med högst löslighet (120-419 ng/l) i detekterbara halter. En av dessa kongener (1,2,3,7,8-pentaCDD med löslighet 120 ng/l vid 25 °C) förekommer varken i vatten eller jord i detekterbara halter. Halterna i grundvattnet av de mer lättlösliga kongenerna (främst furaner) kan alltså även förklaras med att de förekommer i löst form. Sammanfattningsvis kan den något annorlunda sammansättningen i 7023 och 7205 bero på att här har partikelburen dioxin analyserats i grundvattnet medan i de andra grundvattenproverna är det möjligt att halterna består av dioxiner och furaner helt eller delvis lösta i grundvattnet.

Tabell 5.3 Uppmätt halt dioxin i grundvatten (ng/l), samt omräknade som toxiska ekvivalenter enligt EN 1948-1:1996, angivet som summa PCDD/PCDF I-TEQ (ng/l). Observera att för resp. kongen är "verklig halt" angiven, medan S:a PCDD/PCDF I-TEQ avser toxiska ekvivalenter. Analys utförd på ofiltrerade grundvattenprov från provtagning december 2002 – maj 2003

	101	224	319	502	502	503	7023	7203	7205	Rap- gräns (högsta)
	dec-03	dec-03	dec-03	dec-03	maj-03	dec-03	dec-03	dec-03	dec-03	
2,3,7,8-tetraCDD	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,0005	<0,020	<0,010	<0,040	<0,010	< 0,04
1,2,3,7,8-pentaCDD	<0,040	<0,040	<0,040	<0,040	<0,001	<0,040	<0,020	<0,080	<0,020	< 0,08
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,002	<0,060	0,056	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,002	<0,060	0,074	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,002	<0,060	<0,040	0,18	<0,040	< 0,12
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,0145	<0,10	0,92	<0,25	0,11	< 0,25
oktaklordibensodioxin	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,140	<0,20	6,8	<0,50	1,2	< 0,5
2,3,7,8-tetraCDF	1,2	0,025	0,025	0,09	0,0378	0,24	<0,010	<0,040	<0,010	< 0,04
1,2,3,7,8-pentaCDF	0,46	<0,040	<0,040	0,041	0,0243	0,056	<0,020	<0,080	<0,020	< 0,08
2,3,4,7,8-pentaCDF	0,46	<0,040	<0,040	0,045	0,0239	0,076	<0,020	<0,080	<0,020	< 0,08
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,4	<0,060	<0,060	<0,060	0,0324	0,13	0,16	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,14	<0,060	<0,060	<0,060	0,0079	<0,060	0,045	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,002	<0,060	<0,040	<0,12	<0,040	< 0,12
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,086	<0,060	<0,060	<0,060	0,0059	<0,060	0,052	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,45	<0,10	<0,10	0,16	0,0387	0,24	0,76	<0,25	0,24	< 0,25
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0,11	<0,10	<0,10	<0,10	0,0032	<0,10	0,09	<0,25	<0,080	< 0,25
oktaklordibensfuran	0,68	<0,20	0,21	0,42	0,0135	<0,20	2,6	<0,50	1	< 0,5
S:a PCDD/PCDF I-TEQ	0,442	0,0025	0,0027	0,0356	0,0223	0,0802	0,0658	0,018	0,0057	0,221

Tetra- och pentaklorerade furaner kan räknas som typiska för kloralkali-industri.

En grov jämförelse med prov på ytvatten i Bengtsbrohöljen visar att halterna i grundvattnet är flera tiopotenser högre. I sex grundvattenprov har dioxinhalt som överstiger det holländska dricksvatten-

kriteriet påvisats. Det bör noteras att även i punkterna 7023 (södra delen av området vid bussgaraget) och 7205 (i villaområdet öster om själva EKA-området) överstiger halterna det holländska dricksvattenkriteriet.

I tidigare undersökningar har dioxin i grundvatten inte analyserats.

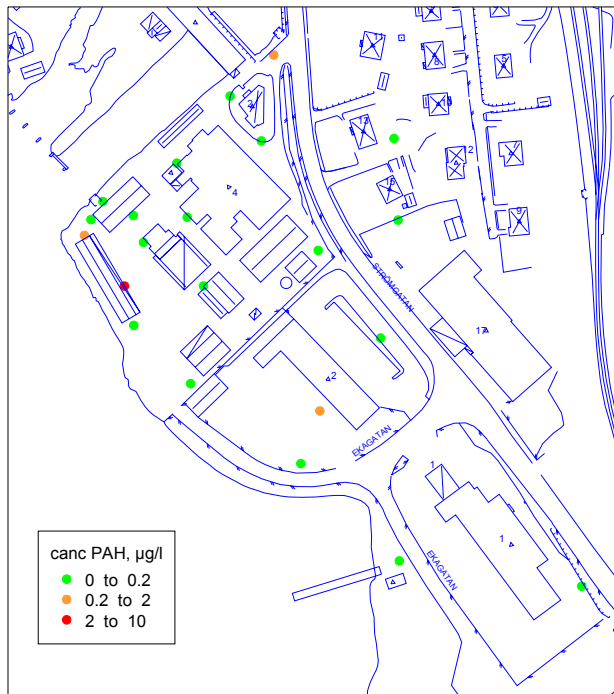
5.4 FÖREKOMST AV PAH

PAH har påvisats i grundvatten i samtliga provtagna grundvattenrör, med undantag för grundvattenrören 317A, 7016 och 7201 där halterna ligger under rapporteringsnivån. Den högsta halten har uppmätts i gv-rör 325, där summa PAH (16-EPA) är 56 µg/l. Gv-rör 325 ligger i direkt anslutning till nuvarande öppna träupplag. Även i gv-rör 101, 7005 och 7203 är halterna förhållandevis höga. I Tabell 5.4 redovisas en sammanställning av uppmätta halter PAH (cancerogena PAH och övriga PAH). En jämförelse med Naturvårdsverkets förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer (Naturvårdsverket, 1998) visar att riktvärdet för cancerogena PAH (0,2 µg/l) överskrids för grundvattenrör 101, 325, 7005 och 7203, och riktvärdet för övriga PAH (10 µg/l) överskrids för grundvattenrör 325.

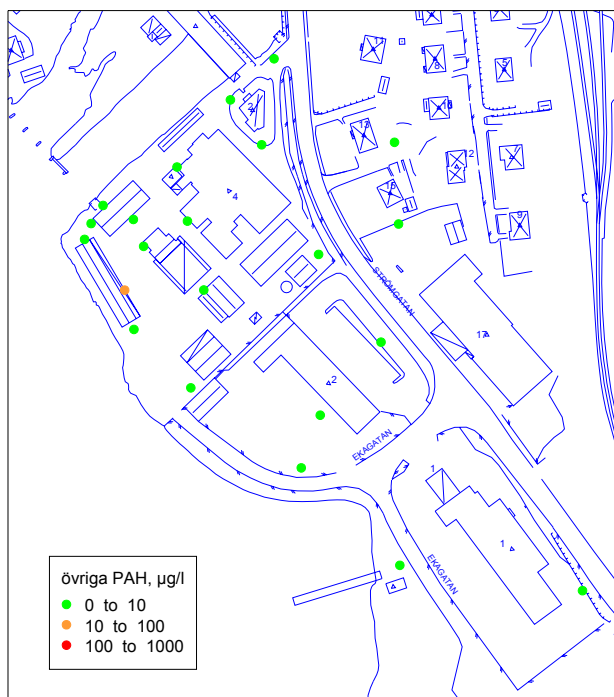
Tabell 5.4 Sammanställning över S:a cancerogena PAH, S:a övriga PAH och S:a PAH (16 EPA).

Gv-rör	∑ canc. PAH (µg/l)	∑ övr. PAH (µg/l)	∑ 16 EPA-PAH (µg/l)	Fältnotering
101	0,71	1,1	1,8	grumligt vatten första flaskan
224	0,059	0,11	0,17	grumligt vatten
301	<0,035	0,55	0,55	-
304	<0,035	0,30	0,30	grumligt vatten
310	<0,035	1,6	1,6	grumligt vatten
317A	<0,035	<0,045	<0,080	klart vatten
319	<0,035	0,013	0,013	-
325	8,7	47	56	-
502	<0,035	0,024	0,024	ngt grumligt vatten
503	<0,035	0,13	0,13	grumligt vatten
504	<0,035	0,12	0,12	-
7005	0,78	1,9	2,7	grumligt vatten
7006	<0,035	0,015	0,015	grumligt vatten
7016	<0,035	<0,045	<0,080	klart vatten
7019	<0,035	<0,045	<0,080	ngt grumligt vatten
7023	<0,035	0,014	0,014	-
7119	<0,035	0,26	0,26	grumligt
7122	<0,035	0,038	0,038	-
7201	<0,035	<0,045	<0,080	klart vatten
7202	<0,035	0,011	0,011	klart vatten
7203	0,31	1,5	1,8	klart vatten
7205	<0,035	0,31	0,31	-

I Figur 5.5 - Figur 5.6 presenteras rapporterade halter av summa cancerogena PAH och summa övriga PAH.



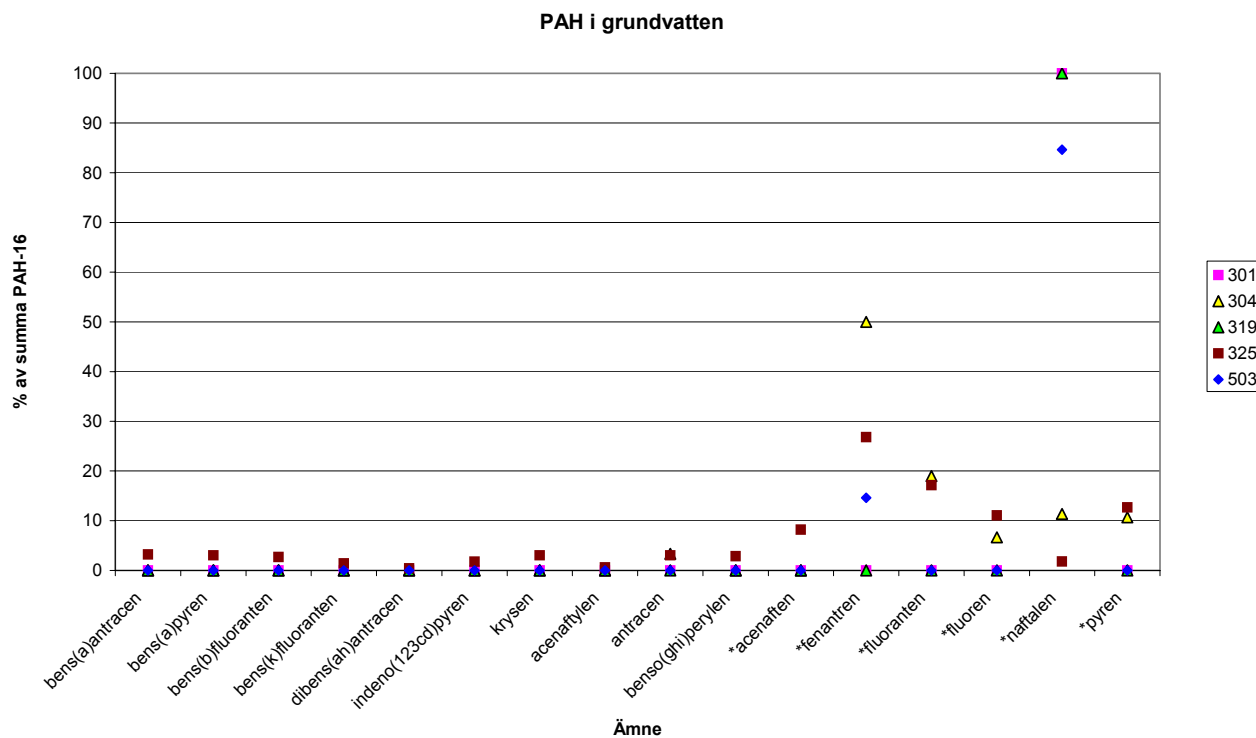
Figur 5.5 Uppmätta halter av cancerogena PAH i grundvatten, provtagning november 2002 - april 2003. 0,2 µg/l motsvarar NV/SPIMFABs förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer.



Figur 5.6 Uppmätta halter av övriga PAH i grundvatten, provtagning november 2002 - april 2003. 10 µg/l motsvarar NV/SPIMFABs förslag till riktvärde för förorenade bensinstationer.

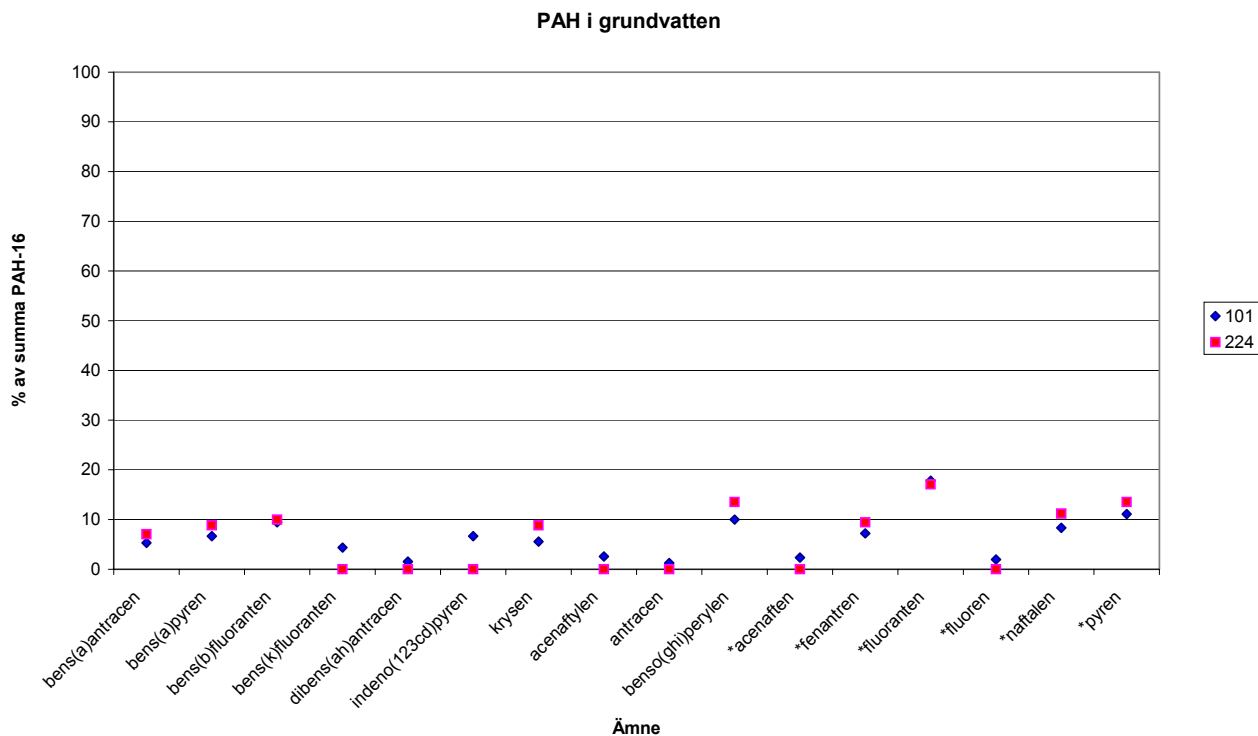
Endast två grundvattenprov har analyserats med avseende på PAH i tidigare undersökningar. I grundvattenrör 319 var halten under rapporteringsgränsen, medan halten i grundvattenrör 330 var 4,6 µg/l för cancerogena PAH respektive 4,2 µg/l för övriga PAH, dvs mycket högt.

PAH kan härröra från kreosot, men även andra källor (t ex olika typer av förbränning) är möjliga. En sammanställning i Naturvårdsverket (1999b) visar att de PAH-er som ingår med högst andel (> 3 %) i kreosot är naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, flouranten och pyren, dvs dessa PAH kan betraktas som typiska för kreosot. Det bör påpekas att sammansättningen hos den kreosot som kan finnas som förorening i mark och grundvatten kan skilja sig från den ursprungliga produktens sammansättning pga nedbrytning och fastläggning. Typiska PAH-er i jord vid f d impregneringsplatser (Naturvårdsverket, 1999b) är delvis andra PAH-er än ovanstående. I Figur 5.7 - Figur 5.8 redovisas exempel på en jämförelse av de här uppmätta halterna av PAH-16 med de typiska för ”färsk” kreosot (markerade med *).



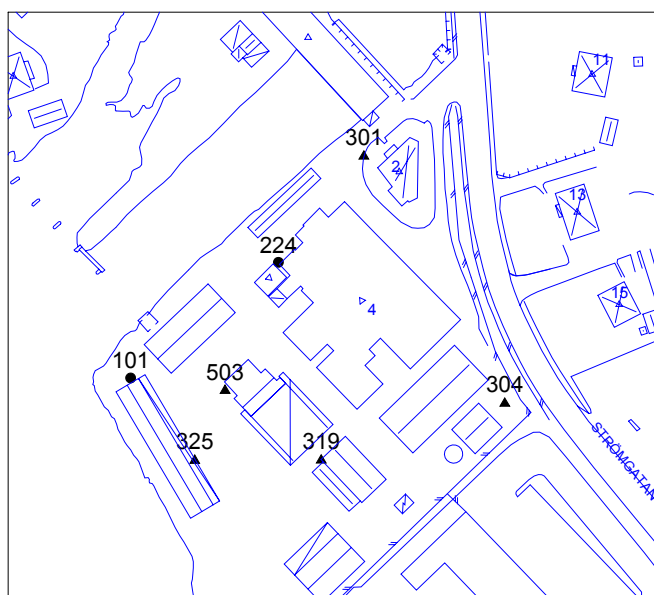
Figur 5.7 PAH i % av S:a PAH-16. Observera att halten för flera av de analyserade PAH-erna ligger under rapporteringsgränsen. I S:a PAH-16 inkluderas endast värden över rapporteringsgränsen. Prov från grundvattenrör. PAH typiska för kreosot är markerade med *.

För flertalet grundvattenrör (exemplifierade i Figur 5.7 ovan) tycks kreosottypiska PAH dominera, vilket innebär att kreosot kan vara en källa till PAH-föroreningarna i grundvatten. Man kan dock inte utesluta att även andra källor kan finnas. För grundvattenrör 101 och 224 är de kreosottypiska PAH-erna inte lika dominerande, se Figur 5.8. Resultaten tyder på att PAH kan komma från åtminstone två olika källor, eller ha olika ålder.



Figur 5.8 PAH i % av S:a PAH-16. Prov från grundvattenrör 101 och 224. PAH typiska för kresot är markerade med *.

I Figur 5.9 redovisas lägena för de grundvattenrör som redovisas i Figur 5.7 – Figur 5.8 ovan.



Figur 5.9 Placering av grundvattenrör 101, 224, 301, 304, 319, 325 och 503.

5.5 FÖREKOMST AV KLORERADE ALIFATER

De klorerade alifaterna antas primärt ha kommit från den kemtvätt som hade sin verksamhet i den tidigare kloralkalifabriken under perioden 1955 – 1975. Vid kemtvätten användes perkloretylen. Eventuellt har även trikloreten använts som avfettningsmedel vid det sågverk som funnits på EKA-området.

Förekomsten av klorerade alifater har undersökts i en särskild utredning. Undersökningen redovisas i sin helhet i rapport EKA 2002:10 (Miljöteknisk undersökning av klorerade alifater i grundvatten, porluft och ytvatten inom norra och nordvästra delen av EKA-området). Den särskilda fältundersökningen har omfattat provtagning och analys av grundvatten, ytvatten och porluft.

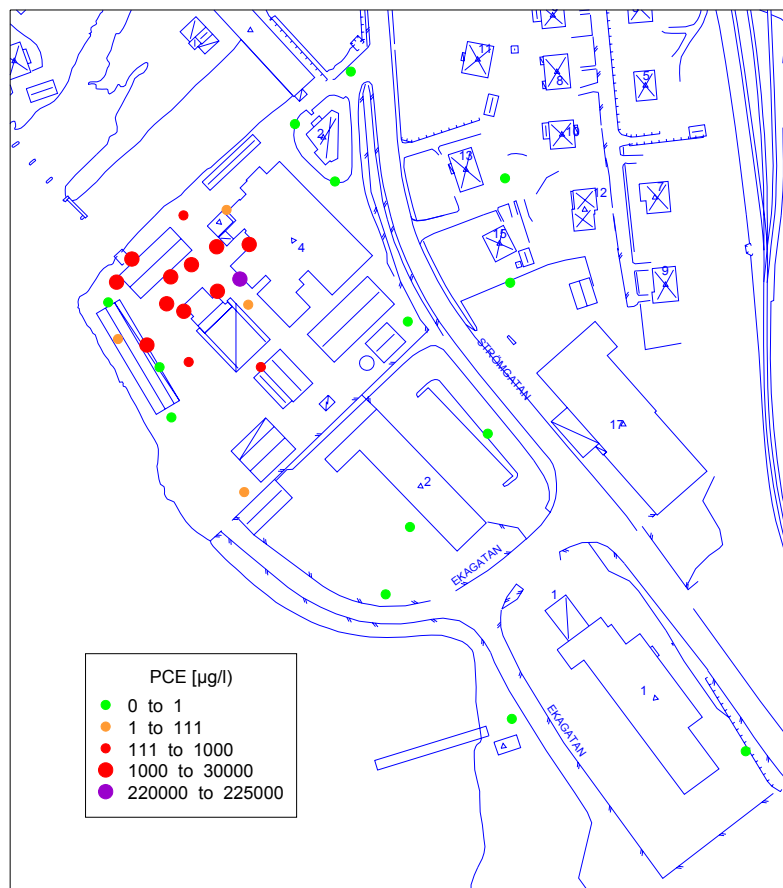
I Tabell 5.5 redovisas uppmätta halter i grundvattenrör provtagna i november 2002 – maj 2003. Redovisade provtagningar omfattar både de som härrör till den särskilda utredningen och de som härrör till den ”ordinarie” provtagningsplanen. Vissa grundvattenrör har därmed provtagits två gånger. I grundvattenrör 101, 7005, 7006, 7019, 7119, 7201 och 7202 har inga klorerade alifater påvisats, varför de inte finns med i nedanstående tabell. I den särskilda utredningen togs även grundvattenprov med hjälp av grundvattensond och vakuumpump (provpunkt 7301-7313). Analysresultat från dessa provtagningar finns även redovisade i rapport EKA 2002:10.

Tabell 5.5 Uppmätta halter av klorerade alifater i grundvatten ($\mu\text{g/l}$) i grundvattenrör eller andra provpunkter med påvisbara halter, dvs rör med halter under detektionsgränsen finns inte med i sammanställningen. (PCE – perkloretylen / tetrakloreten; TCE – trikloreten / tri; C-1,2-DCE – cis-1,2-dikloreten; T-1,2-DCE – trans-1,2-dikloreten; TCM – triklorometan / kloroform; VC - vinylklorid)

Gv-rör/ provpkt	Nivå (m u my)	Datum	PCE	TCE	C-1,2-DCE	T-1,2-DCE	TCM	VC
224	2,7	2002-11-22	30	7,9	1,4	nd	0,49	nd
	2,7	2002-12-10	17	4,6	nd	nd	nd	nd
301	4,8	2002-11-28	0,27	nd	nd	nd	nd	nd
304	4,0	2002-12-17	0,98	nd	nd	nd	nd	nd
310	6,1	2002-11-22	220 000	2300	3700	63	nd	1400
	6,1	2002-12-12	67 000	1700	4800	47	nd	1100
317A	4,5	2002-11-24	14 000	780	620	nd	nd	1,0
	4,5	2002-12-18	16 000	770	500	16	0,77	1,6
319	4,0	2002-12-10	1,2	nd	nd	nd	nd	nd
	4,0	2003-05-24	190	2,1	nd	nd	nd	nd
325	4,0	2002-12-18	nd	0,2	1,1	nd	nd	nd
502	11	2002-11-22	4900	90	33	nd	16	2,8
	11	2002-12-10	18 000	210	54	1,1	30	4,5
	11	2003-05-24	22 000	640	70	4,1	nd	nd
503	11	2002-11-23	9400	1400	150	5,7	1,7	14
	11	2002-12-10	18 000	1100	99	3,7	nd	6,2
504	14	2002-11-24	6100	130	20	nd	3,4	3,2
	14	2002-12-17	13 000	1600	590	5,8	4,7	210
7016	8,0	2002-12-17	nd	nd	nd	nd	0,88	nd
7023	6,0	2003-02-20	nd	nd	nd	nd	0,21	nd
7122	5,2	2002-12-12	3,8	nd	nd	nd	nd	nd
7203	4,0	2002-12-18	nd	nd	nd	nd	0,1	nd
7205	6,0	2003-02-20	nd	nd	nd	nd	0,56	nd
7301	3,7	2002-11-22	2900	30	4	nd	nd	nd
	5,0	2002-11-22	2800	43	5,7	nd	0,14	nd
	9,0	2002-11-22	35	11	nd	nd	nd	nd
7302	3,7	2002-11-22	4100	7,6	4,6	nd	1,2	nd
	8,0	2002-11-22	4000	200	87	2,3	0,45	2,5
7303	4,0	2002-11-22	130	17	2,2	nd	0,33	nd
	7,5	2002-11-22	190	13	1,2	nd	0,2	nd
7304	4,0	2002-11-22	92	72	130	10	nd	2,2
	7,0	2002-11-22	21 000	120	nd	nd	nd	nd
	10,0	2002-11-22	2200	160	69	2,8	57	8,2
7305	4,0	2002-11-22	2,8	6,2	7,8	1,1	nd	4,5
	7,0	2002-11-22	43	4	8,4	nd	nd	2,5
	10,0	2002-11-22	3,6	1,9	nd	nd	nd	nd
7306	3,0	2002-11-23	28 000	110	nd	nd	nd	nd
7307	3,0	2002-11-23	110	150	37	nd	nd	1,1
	7,0	2002-11-23	2300	2600	520	nd	nd	14
7308	3,0	2002-11-24	110	33	5,6	nd	nd	nd
	10,0	2002-11-24	910	75	3	nd	nd	nd
7312	3,0	2002-11-24	260	150	820	6,2	nd	45
	5,0	2002-11-24	1400	390	230	3,4	0,75	16
7313	3,0	2002-11-24	10	85	1,8	nd	0,72	nd
	7,0	2002-11-24	29	1,9	19	nd	nd	nd

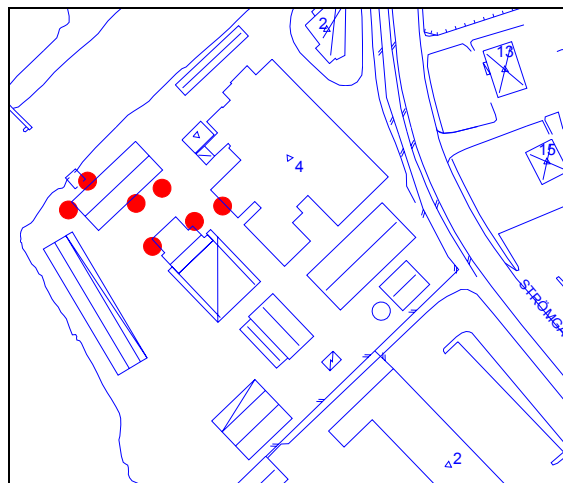
En jämförelse mellan olika provtagningsdatum visar att halterna kan variera upp till en tiopotens. Skillnaden kan bero på provtagningsmetod och vid vilken nivå provtagningen skett. Bilden av föroreningsutbredningen påverkas dock inte av haltskillnaderna.

I Figur 5.10 redovisas halten perkloretylen i samtliga provpunkter som provtagits i november 2002 - maj 2003. I punkter där provtagning utförs på olika nivåer har högsta halten använts, liksom i de fall där provtagning har gjorts vid fler än ett tillfälle.



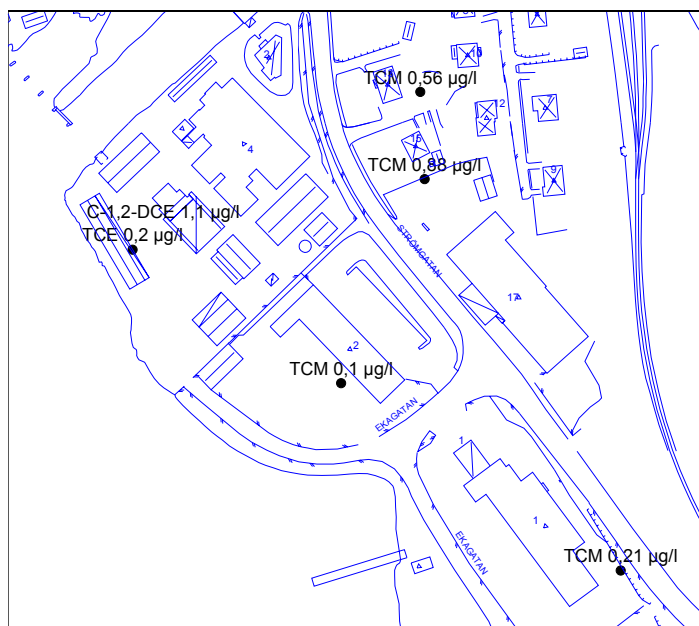
Figur 5.10 Perkloretylen i grundvatten, provtaget november 2002- maj 2003. Högsta halten i varje provpunkt (oavsett nivå eller provtagningsdatum) har använts. 1 µg/l motsvarar rapporteringsgränsen (i vissa punkter kan dock rapporteringsgränsen vara lägre), 111 µg/l motsvarar det kanadensiska ytvattenkriteriet. I grundvattenrör 310 (lila färgmarkering) har extremt höga halter PCE i grundvatten uppmätts, samt fri fas observerats.

I Figur 5.11 redovisas de provpunkter där halten perkloretylen överstiger 5000 µg/l. Området överensstämmer väl med den bedömning av föroreningsutbredningen som görs i rapport EKA 2002:10 (se Figur 5.13).



Figur 5.11 Provpunkter med halt perkloretylen i grundvatten överstigande 5000 µg/l.

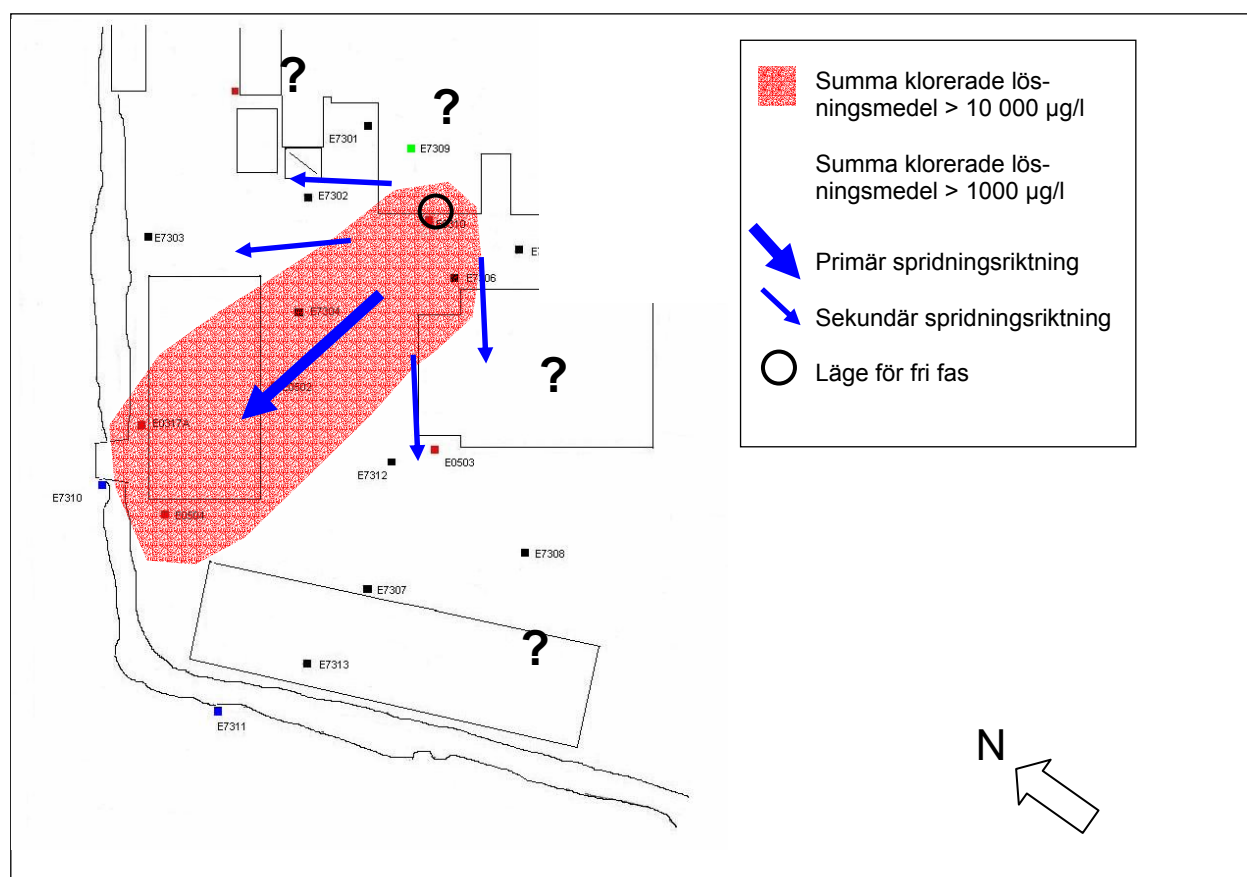
I fem provpunkter har ingen perkloretylen påvisats, däremot andra klorerade alifater såsom TCE och C-1,2-DCE (nedbrytningsprodukter) och triklormetan, vilket i dessa fall redovisas specifikt, se Figur 5.12. Inte i någon av provpunkterna överskrider det kanadensiska ytvattenkriteriet för triklormetan (1,8 µg/l). Rapporteringsgränsen för TCM är i vissa punkter 1 µg/l, varför det inte kan uteslutas att låga halter kan finnas i ytterligare grundvattenrör. Halten TCE i provpunkt 325 är låg och överskrider inte det kanadensiska ytvattenkriteriet (21 µg/l). För C-1,2-DCE saknas jämförvärde.



Figur 5.12 Klorerade alifater i grundvatten i provpunkter där PCE inte påvisats. Provtagning 2002-2003.

De äldre grundvattenrören (101-504) har även provtagits vid tidigare undersökningar. De då uppmätta halterna är i samma storleksordning som de halter som nu uppmätts.

I Figur 5.13 illustreras den uppskattade föroreningsutbredningen av klorerade alifater, utifrån den särskilda utredningen (rapport EKA 2002:10). Bedömningen baseras på uppmätta halter i grundvattnet. Observera att man i bedömningen inte haft tillgång till analysresultat från provtagningar efter november 2002, dvs resultat från provtagningar december 2002 – maj 2003. Inom de markerade områdena har halter överstigande 1000 µg/l respektive 10 000 µg/l uppmätts på någon nivå. Halter på några tiotal µg/l kan sannolikt mätas upp inom ett betydligt större område (vilket också framgår av Figur 5.10 ovan). En preliminär bedömning av spridningsriktning har gjorts utifrån grundvattnegradient och uppmätta totalhalter.



Figur 5.13 Uppskattad föroreningsutbredning av klorerade alifater (se vidare rapport EKA 2002:10). Bedömningen baserad på resultat från provtagning 2002-11-22 - 2002-11-24 samt tidigare utförda undersökningar.

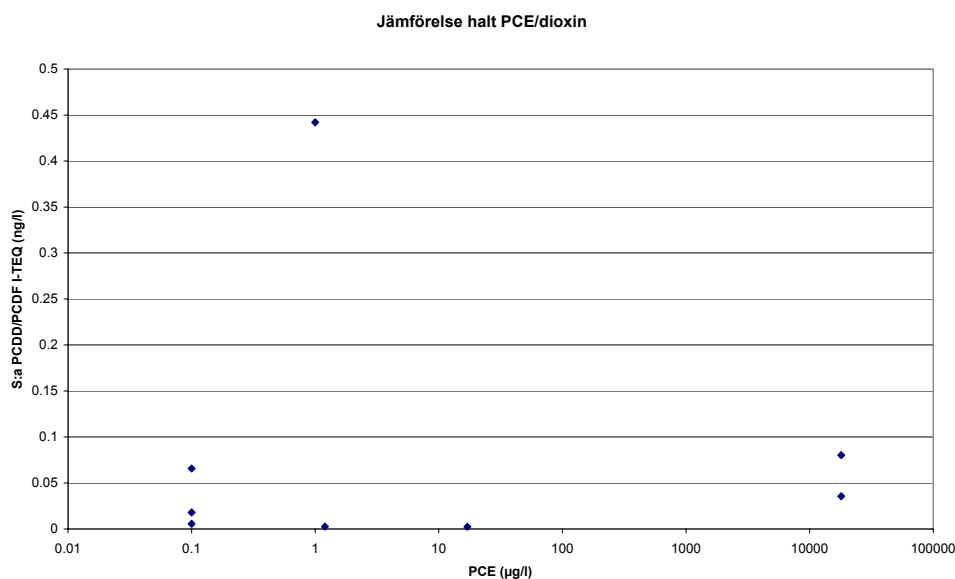
Halter nära mätnadsgraden av klorerade alifater i grundvattnet har uppmätts och en källa med fri fas har identifierats i grundvattnet i provpunkt 310. Mängden och utbredningen av den fria fasen kan inte uppskattas inom ramen för denna undersökning. En grov överslagsberäkning pekar på att mängden klorerade alifater som återfinns som fri fas, adsorberad till jord och löst i grundvatten är mellan 1 och 10 ton. Resultaten visar vidare att påträffad fri fas nära den före detta tvätten kan vara den enda källan till föroreningsplymen som sträcker sig ut mot Bengtsbrohöljen. Andra källor kan dock inte uteslutas. Avgränsning av föroreningen under befintliga byggnader har inte kunnat göras. Föroreningens avgränsning i vertikalled har inte i detalj kunnat avgöras. I vissa provpunkter ses en

avklingning i uppmätta halter med djupet, i andra provpunkter påträffas halter av mer än 1000 µg/l på mellan 7 och 10 m under markytan.

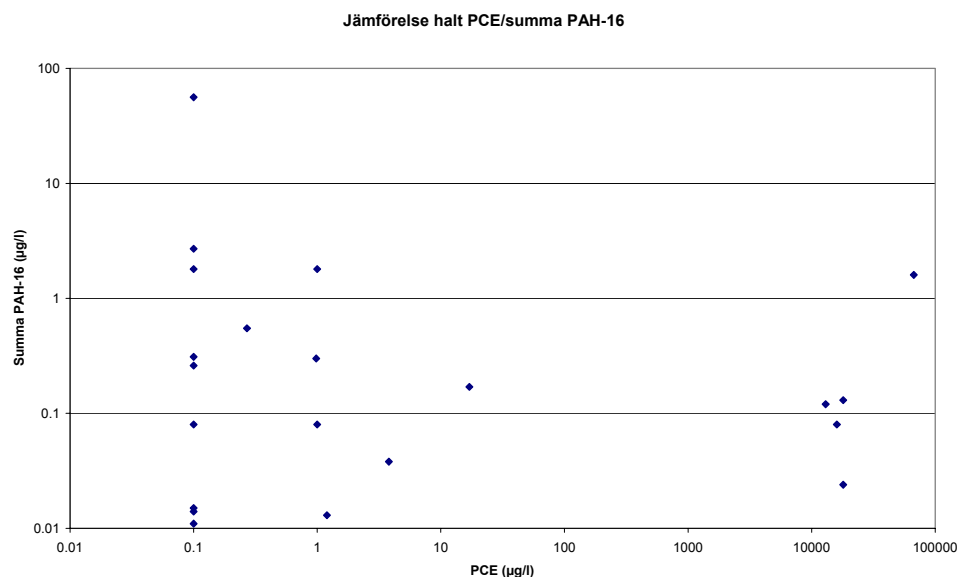
Resultaten från provtagning av porluft ovan grundvattenytan i två provpunkter indikerar att det sannolikt inte finns någon betydande jordförorening av klorerade alifater ovan grundvattenytan.

Även ytvatten i strandkanten har provtagits (provpunkt 7310 och 7311). Låga halter av PCE har påvisats. Uppmätta halter underskrider med bred marginal det kanadensiska ytvattenkriteriet, men provtagningen visar att klorerade alifater lösta i grundvatten sprids till Bengstbrohöljen.

Det är möjligt att förekomsten av perkloretylen i grundvattnet påverkar lösligheten av andra föroreningar såsom dioxin och PAH. För att undersöka eventuell korrelation mellan höga halter PCE och höga halter av dioxin och/eller PAH har en jämförelse av respektive föroreningshalter gjorts, se Figur 5.14 och Figur 5.15. Med utgångspunkt från de provtagningar och analyser som gjorts nu, kan inte något sådant samband ses, dvs en hög halt PCE motsvaras inte nödvändigtvis en hög halt av dioxin eller PAH.



Figur 5.14 Jämförelse av halt PCE och halt dioxin i grundvatten. Observera att x-axeln har logaritmisk skala.



Figur 5.15 Jämförelse av halt PCE och halt summa PAH-16. Observera att både x- och y-axeln har logaritmisk skala.

5.6 FÖREKOMST AV PESTICIDER

Prov från grundvattenrör 7122 (provtagning december 2002 och maj 2003), samt prov från grundvattenrör 304, 319 och 502 (provtagning maj 2003) har analyserats med avseende på klorerade pesticider*. Halterna ligger i samtliga fall under rapporteringsgränsen.

* pentaklorbensen, hexaklorbensen, α -HCH, β -HCH, lindan (γ -HCH), aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, telodrin, heptaklor, cis-heptaklorepoxid, trans-heptaklorepoxid, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE, α -endosulfan, hexaklorbutadien, hexaklorethan

På prov från grundvattenrör 7122 (december 2002) har även en GC-MS-screeninganalys av semivolatila föreningar utförts. Provet innehåller framförallt ftalater samt spår av alifatiska kolväten. Den uppskattade totalhalten av de detekterade föreningarna är 0,2-2,0 $\mu\text{g/l}$. Vid analysen har särskild uppmärksamhet riktats mot föreningar som används som träsnyddsmiddel. Inget av nedanstående träsnyddsmiddel har kunnat påvisas i provet: klorpyrifos-etyl, klortalonil, cypermetrin, diklofluanid, diklorvos, endosulfan total, lindan (γ -HCH), pentaklorfenol, DDT med metaboliter, permetrin, fenotrin, resmetrin, terbuconazol, tetrametrin, tolyfluanid, piperonylbutoxid, propioconazol, klornaftalen.

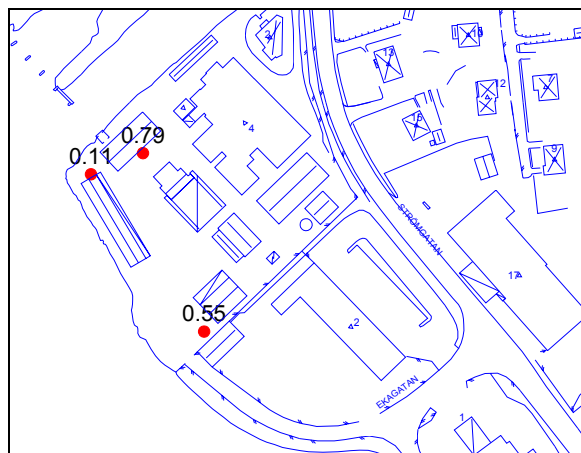
5.7 FÖREKOMST AV KLORFENOLER

I grundvattenrör 101, 502 och 7122 har klorfenoler påvisats i grundvattnet, se Tabell 5.6. I tabellen redovisas endast de ämnen för vilka halter påvisats. I övriga provtagna grundvattenrör (totalt 22 st) är halterna under rapporteringsgränsen. I den kompletterande grundvattenprovtagningen i maj 2003 analyserades klorfenoler i grundvatten från rör 319 och 502. Halterna var då under detektionsgränsen i båda grundvattenproven.

Tabell 5.6 Uppmätta halter klorfenol i grundvatten, december 2002- maj 2003.

Ämne	Enhet	101	502		7122	Kanadensiska ytvattenkriterier
		dec-02	dec-02	maj-03	dec-02	
2,4,6-triklorfenol	µg/l	0,11	0,20	n.d.	0,55	-
pentaklorfenol	µg/l	n.d.	0,59	n.d.	n.d.	0,5
Summa klorfenoler	µg/l	0,11	0,79	n.d.	0,55	-

I Figur 5.16 presenteras förekomst av klorfenoler (summa klorfenoler). Halterna är generellt mycket låga. I gv-rör 502 överskrider det kanadensiska ytvattenkriteriet för pentaklorfenol marginellt (0,5 µg/l).



Figur 5.16 Summa klorfenoler i grundvatten, uppmätt halt över rapporteringsgränsen (µg/l).

Pentaklorfenol kan vara förorenat av dioxin, vanligtvis oktaklordibensdioxin (OCDD). Ett sådant samband mellan halt pentaklorfenol och halt OCDD går inte att påvisa här, eftersom både pentaklorfenolhalten och halten OCDD i de flesta grundvattenprov är under rapporteringsgränsen.

I tidigare undersökningar har inte klorfenoler i grundvatten analyserats.

5.8 FYSIKALISKA-KEMISKA PARAMETRAR

I Tabell 5.7 redovisas en sammanställning av ett urval av de fysikalisk-kemiska parametrar som analyserats i grundvattenproven (totalt 22 st). I elva grundvattenrör har pH, syre och elektrisk konduktivitet även bestämts i fält med hjälp av flödescell. En jämförelse mellan värden bestämda i fält och i laboratorium visar på relativt stora skillnader, varför en viss osäkerhet finns främst avseende värdena från fältbestämningarna. Olika orsaker till de stora skillnaderna kan vara olika provtagningstillfällena, tid mellan provtagning och analys, skillnad i temperatur samt metodfel.

Tabell 5.7 Fysikalisk – kemisk karakterisering av grundvatten

Parameter		Enhet	Median	Min	Max	Bakgrundshalt ¹
pH	lab		7,4	6,1	9,1	5,4-7,5
	fält ²		6,0	4,4	8,0	
el. konduktivitet	lab	mS/m	42	7,7	1490	-
	fält ²	mS/m	33,5	20,1	78,2	
syremättnad	fält ²	%	20,3	6,7	78,8	
klorid		mg/l	30,6	2,9	4990	1-47
alkalinitet		mg HCO ₃ /l	175	18	560	5-201
turbiditet		FNU	630	6,5	>2000	-
sulfat		mg/l	10,6	3,2	30,9	3-39

- 1) Bakgrundshalt, grundvatten i morän, mellansvenska sänkan (Naturvårdsverket, 1999c)
- 2) Viss osäkerhet i mätningarna

Den högsta elektriska konduktiviteten har uppmätts i grundvattenrör 7006, 1490 mS/m. I detta grundvattenrör (öster om f d cellhallen) har även den högsta kloridhalten uppmätts. Kloridhalten är här extremt högt, 4990 mg/l. Den höga kloridhalten kan ha ett samband med närheten till cellhallen. Grundvattenröret ligger i anslutning till asfalterad mark och trävarufirmans kundparkering, varför man också kan tänka sig förorening från salt för halkbekämpning. Kloridhalterna i grundvatten påverkat från vägsaltning är emellertid normalt inte förhöjda till denna mycket höga nivå. I övriga grundvattenrör varierar kloridhalten mellan 3 och 170 mg/l. I hälften av de analyserade proven var turbiditeten > 1000 FNU, vilket innebär att proverna var grumliga (vilket överensstämmer med noteringar från fältprotokollen).

Proverna har även av laboratoriet beskrivits med avseende på lukt. Flera grundvattenprov har en tydlig eller mycket starkt lukt, som i flera fall beskrivs som oljelig.

I undersökningen utförd av Terratema 1996 (Sundberg & Hammar, 1996) uppmättes pH > 12 vid två tillfällen i borrhål 103 (strax väster om tidigare klorkamrar och sågverk). I övriga provpunkter låg pH mellan 6,3 och 7,3. Konduktiviteten varierade mellan 27 och 675 mS/m. Konduktivitetvärdet på > 600 mS/m uppmättes i borrhål 103 och 107.

5.9 FÖREKOMST AV ÖVRIGA ÄMNEN

I Tabell 5.8 redovisas en sammanställning över uppmätta metallhalter i grundvattenprov (dekanterade prover) tagna under 2002-2003. Provtagning har skett i 22 olika grundvattenrör, se Tabell 5.8. Halterna är generellt låga eller måttliga, men i några fall mycket höga. Prov från grundvattenrör 301 innehåller de högsta uppmätta halterna av både arsenik, krom, koppar och zink. Högsta halten bly har uppmätts i grundvattenrör 325. Högsta halten kadmium har uppmätts i grundvattenrör 7006. Ett lågt pH kan medföra en ökad mobilitet av bl a zink, bly och kadmium. I grundvattenrör 301, 325 respektive 7006 är dock pH uppmätt i lab 6,4, 6,9 respektive 6,1, vilket inte kan betecknas som lågt. Det bör noteras att vid fältmätning av pH i gvrör 301 (vid annat provtagningstillfälle) erhöles pH 4,4, men det är osäkert hur tillförlitligt detta resultat är.

Tabell 5.8 Metallhalter ($\mu\text{g/l}$) i grundvatten (dekanterade prover) provtaget december 2002 - maj 2003.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Max	5,9	14	60	204	57	264	265
Min	<1	<0,05	<0,9	<1	<0,6	<0,6	<4
Median	<1	<0,05	2,2	9,7	5,1	3,7	15
Svenskt riktvärde, förorenade bensinstationer	-	-	-	-	-	10	-
Kanadensiskt ytvattenkriterie	5	0,017	8,9 (Cr(III))	2-4*	25-150*	1-7*	30

* beroende på CaCO_3 -halt

I tidigare undersökningar har metaller analyserats på filtrerade prov. En jämförelse visar att halterna är i samma storleksordning eller något lägre (vilket är naturligt eftersom metallerna i hög utsträckning kan förväntas vara associerade till partiklar som filtreras bort). De högsta halterna från tidigare undersökningar har i allmänhet uppmätts i provgrupparna 325 och 326. Höga halter av kadmium och krom har vid någon provtagning uppmätts i grundvattenrör 107, vid infartsvägen till Vexia och bussgaraget.

Sammantaget visar analyserna från samtliga undersökningar 1996-2003 att höga metallhalter kan finnas både i grundvattnet inne på EKA-tomten och i östra kanten av undersökningsområdet.

I samband med den kompletterande grundvattenprovtagningen i maj 2003 analyserades cyanid (CN-tot) i prov från grundvattenrör 101, 304, 319, 502, 7122 och 7202. I samtliga prov var halten under rapporteringsgränsen.

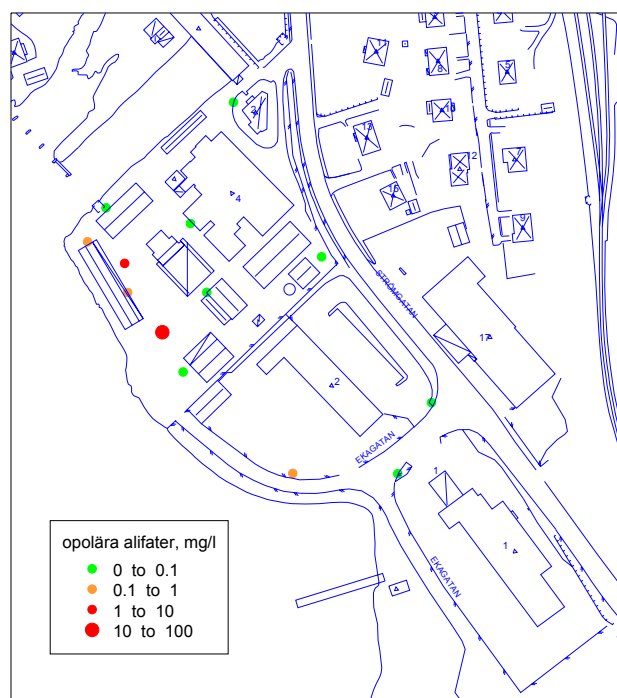
I tidigare undersökningar har även BTEX, fenol, opolära alifater samt totalt extraherbara aromater analyserats på grundvatten i drygt tio provpunkter. I Tabell 5.9 redovisas de halter som överstiger Naturvårdsverkets riktvärden för förorenade bensinstationer (Naturvårdsverket, 1998), alternativt Livsmedelsverkets dricksvattenkriterier (Livsmedelsverket, 1993). Halten BTEX understiger riktvärdet i samtliga provpunkter.

Tabell 5.9 Halt av opolära alifater och totalt extraherbara aromater i undersökningar 1996-1998.

Provpunkt	Opolära alifater (mg/l)	Totalt extraherbara aromater (mg/l)	Fenol (µg/l)
101	0,21	<0,20	55
103			32
310			12
325	0,35	<0,20	
330	0,23	<0,20	
325 provgrop	3,9	0,48	
326 provgrop	61,0	5,30	
NV riktvärde förorenade bensinstationer	0,10	0,10	
SLV dricksvattenkriterie*			10

* Tekniskt grundat gränsvärde. I de nya dricksvattenkriterier som kommer att gälla från 2003-12-25 (SLVFS 2001:30) saknas gränsvärde för fenol.

I Figur 5.17 presenteras påvisade halter av opolära alifater i grundvattnet från tidigare undersökningar. Av figuren framgår att opolära alifater förekommer i grundvattnet i västra delen av området, både inne på EKA och vid Vexia. De högsta halterna har uppmätts i två provgropar, 325pg och 326pg.



Figur 5.17 Opolära alifater i grundvatten, uppmätt i undersökningar 1996-1998. För opolära alifater i grundvatten saknas relevanta riktvärden.

6 STATISTISK BEARBETNING

6.1 STATISTISK UTVÄRDERING AV PROVRESULTAT

6.1.1 Allmänt

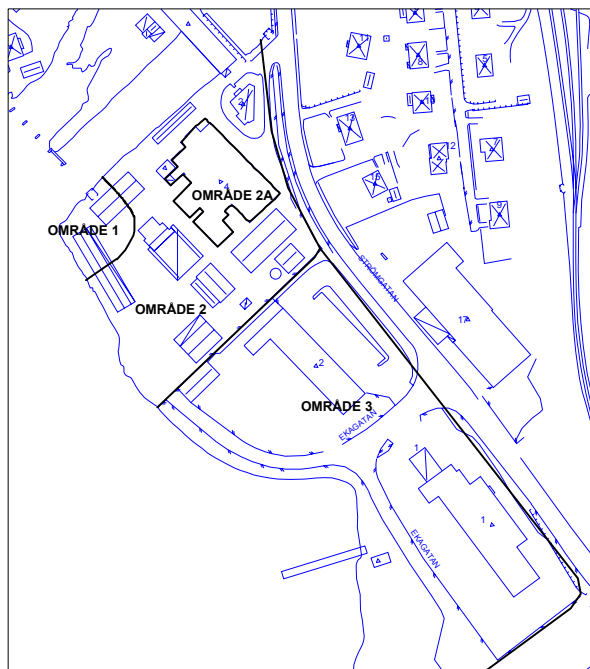
Analysresultaten för kvicksilver och dioxin i jord har utvärderats statistiskt. Syftet med denna utvärdering har varit att skapa en bättre bild av hur föroeningen uppträder och dess utbredning. Följande statistiska analyser har bl.a. utförts:

- bedömning av statistiska fördelningar över provdata
- skattning av medelvärden samt konfidensintervall för medelvärden.
- kartor med isolinjer över föroreningskoncentrationer med hjälp av geostatistik.

Fyra olika statistiska populationer har särskiljts för kvicksilver. Dessa motsvarar följande delområden som även beskrivs av Figur 6.1 (jämför även Figur 4.14, för den statistiska bearbetningen har även område 2A avskiljts):

1. Den högkontaminerade udden (kan betraktas som förorenad av punktkälla).
- 2A. Den f d cellhallen (kan betraktas som förorenad av punktkälla).
2. Övriga delar av EKA-tomten, förutom 2A (kan betraktas som förorenade av diffus källa).
3. Sydöstra delen av undersökningsområdet (kan betraktas som förorenade av diffus källa).

Analysresultat från dessa områden bör helst hanteras separat när statistisk bearbetning utförs.



Figur 6.1 Delområden vid den statistiska bearbetningen

För dioxin har indelning gjorts i delområde 1, 2 och 3 ovan. Delområde 2A har ej särskiljts för dioxin utan ingår i delområde 2.

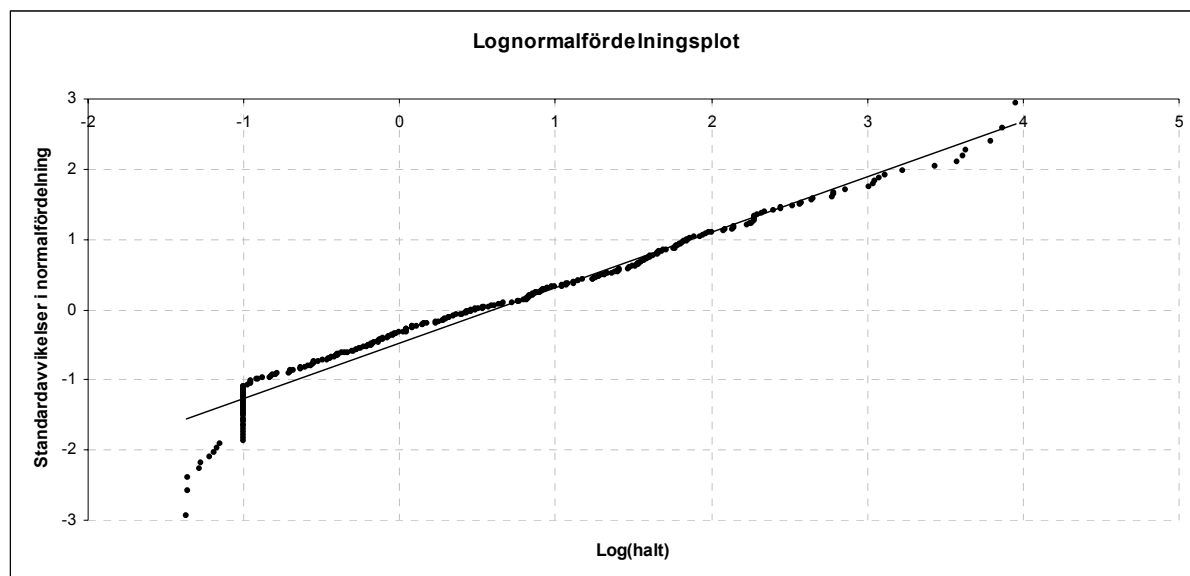
6.1.2 Statistiska fördelningar

Normal- och lognormalfördelningsplottar har tagits fram för kvicksilver och dioxin i jord, samt för kvicksilver i grundvatten. I en normalfördelningsplot bildar punkterna en rät linje om data är normalfördelade. Om data istället är lognormalfördelade bildas en rät linje i en lognormalfördelningsplot. De olika plottarna har endast bedömts okulärt för att se om data kan beskrivas med normal- eller lognormalfördelning, d.v.s. inga statistiska tester för att avgöra detta har utförts.

Kvicksilver i jord

För kvicksilver i jord har plottar gjorts för vardera av de fyra delområdena samt ytterligare en plot där data från alla fyra delområden redovisas tillsammans (Bilaga B). Dessutom har en plot gjorts för yttlig jord (0-0,5m) för alla delområden tillsammans. Samtliga analysresultat från undersökningarna 1996-2003 har använts i plottarna, med några undantag. I provpunkter där flera analysresultat finns har provresultat från olika nivåer i samma provpunkt tagits. Eftersom materialet i flertalet provpunkter utgörs av fyllning, kan halterna förväntas variera över korta avstånd. En viss korrelation kan dock förväntas mellan sådana data från samma borrhpunkt. Samlingsprov från hela borrhpunkter har emellertid sorterats bort. Även referensprov tagna utanför området har uteslutits.

Plottarna i Bilaga B visar att data inte är normalfördelade i något av delområdena. För delområde 1, 2A och 2 är data istället förhållandevis väl lognormalfördelade. Även data från område 3 är lognormalfördelade men närheten till analysmetodens rapporteringsgräns gör att plotten ser konstig ut i de nedre delarna. Detsamma gäller lognormalfördelningsplotten över alla delområden tillsammans (Figur 6.2). Data för kvicksilver i yttlig jord (0-0,5 m) är varken normal- eller lognormalfördelade, vilket framgår av plottarna i Bilaga B.

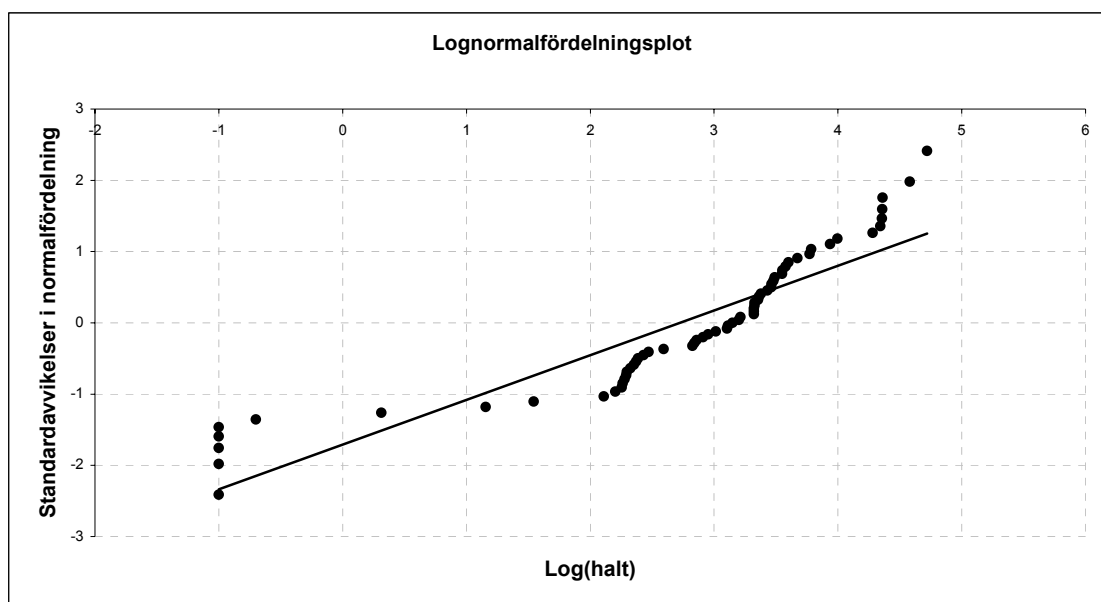


Figur 6.2 Lognormalfördelningsplot över kvicksilverdata (laboratorieanalyser) från alla fyra delområden (0-6 m). En regressionslinje visar att data är i det närmaste lognormalfördelade. Avvikelser vid låga halter bedöms vara en effekt av laboratoriets rapporteringsgräns.

Dioxin i jord

Normal- och lognormalfördelningsplottar har gjorts för dioxin för delområde 1, 2 och 3 samt för alla delområden tillsammans (Bilaga B). Observera att för dioxin ingår delområde 2A i delområde 2. I beräkningarna har samlingsprov mellan flera provpunkter medtagits (beräkningar där samlingsproven uteslutits uppvisar ingen påtaglig skillnad). Av plotten i Figur 6.3 och plottarna i Bilaga B framgår att data inte kan betraktas som lognormalfördelade och inte heller som normalfördelade, möjligen med undantag av delområde 1. Orsaker som bidrar till de märkliga statistiska fördelningarna kan bl.a. vara:

- olika källor till dioxinföroreningen (provtagning från flera olika populationer),
- omräkning från analys av enstaka kongener till summa PCDD/PCDF, I-TEQ (se avsnitt 4.5),
- osäkerheter i analysmetoder vid laboratorium,
- ej slumpmässigt placerade provpunkter,
- proverna representerar olika provvolymer (samlingsprov m.m.).

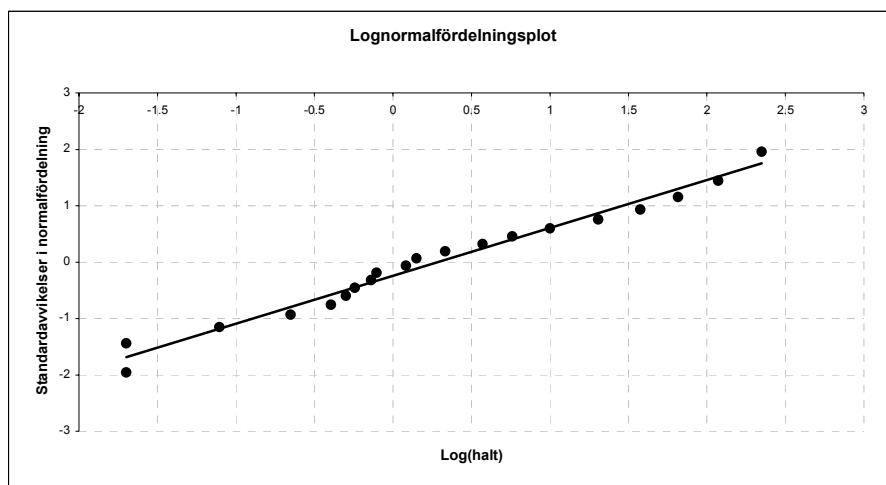


Figur 6.3 Lognormalfördelningsplot över dioxindata från alla tre delområden (0-4 m). Som framgår är data inte alls lognormalfördelade. Avvikelse vid låga halter bedöms vara en effekt av laboratoriets rapporteringsgräns.

Kvicksilver i grundvatten

För kvicksilver i grundvatten har plottar gjorts för delområde 2+3 samt för delområde 1+2+3 tillsammans. I delområde 2A har inga grundvattenprov tagits. Plottarna redovisas i Bilaga B. Data utgörs av analysresultat från dekanterade prover tagna november 2002 – mars 2003 (resultat från den kompletterande grundvattenprovtagningen i maj 2003 är inte inkluderad här).

Plottarna visar att data inte normalfördelade. Däremot är de i båda fallen förhållandevis väl lognormalfördelade, vilket exemplifieras i Figur 6.4. Ytterligare statistisk bearbetning av kvicksilver i grundvatten redovisas i rapport EKA 2002:3.



Figur 6.4 Lognormalfördelningsplot över kvicksilver i grundvatten från delområde 1+2+3. En regressionslinje visar att data är i det närmaste lognormalfördelade.

6.1.3 Medelvärden och konfidensintervall

Medelvärden och konfidensintervall för medelvärdena har skattats för kvicksilver respektive dioxin i jord. Syftet med detta är att bl.a. uppskatta mängden förorening på platsen (se avsnitt 6.2). Dessutom har flera andra vanliga statistiska parametrar beräknats, vilket redovisas i Bilaga B.

I de fall den statistiska fördelningen är okänd är det lämpligt att skatta den verkliga medelhalten som det aritmetiska medelvärdet av data, MM-metoden (Methods of Moments). Om det däremot är känt att data är lognormalfördelade kan bättre metoder användas. Den bästa skattningen av medelvärdet för en lognormalfördelning görs genom MVU-metoden (Minimum Variance Unbiased estimate) som bl.a. beskrivs av Gilbert (1987) och Naturvårdverket (1997d). Denna metod rekommenderas särskilt om variationskoefficienten är större än 1,2 vilken den är i samtliga studerade fall för kvicksilver. En annan metod som rekommenderas i äldre litteratur är ML-metoden (Most Likelyhood). Nedan har MVU-metoden använts för kvicksilver i de fall en lognormalfördelning kan antas. MM- och ML-metoderna används i fall där fördelningens form gör att MVU-metoden är mindre lämplig. Eftersom data för dioxin inte är lognormalfördelade fungerar varken ML- eller MVU-metoderna särskilt väl. Därför har MM-metoden använts för dioxin i jord.

Konfidensintervallen för medelvärdet har för respektive metod beräknats på följande sätt: För MM-metoden har Student's t-fördelning använts på traditionellt sätt. Konfidensintervall runt ett medelvärde enligt ML-metoden har beräknats på liknande sätt som för geometriskt medelvärde. För MVU-metoden har konfidensintervallet beräknats enligt Lands metod (Land, 1973), som ger den exakta lösningen för lognormalfördelade data. Metoden beskrivs bl.a. av Gilbert (1987). Konfidensintervall för det skattade medelvärdet har för kvicksilver i jord i första hand beräknats enligt Land (1973). För några medelvärden där denna metod ger tveksamma resultat (på grund av endast ett fåtal data i fördelningens övre svans) har istället konfidensintervallet beräknats på samma sätt som

konfidensintervall runt geometriskt medelvärde. Samtliga konfidensintervall har beräknats som 90 % dubbelsidigt, d.v.s. med 90 % sannolikhet faller den verkliga medelhalten mellan konfidensintervallets undre och övre gräns.

För dioxin i jord är det inte möjligt att beräkna konfidensintervall på något enkelt sätt eftersom data varken är normal- eller lognormalfördelade. Trots detta har ändå 90 %-iga konfidensintervall beräknats som om data skulle vara normalfördelade, trots att så inte är fallet. Detta leder till att mängdberäkningarna för dioxin måste betecknas som särskilt osäkra.

Kvicksilver i jord

Resultaten av beräkningar av medelhalt och konfidensintervall för medelhalten av kvicksilver i jord framgår av Bilaga B och sammanfattas i Tabell 6.1.

Tabell 6.1 Skattade medelhalter av kvicksilver i jord samt 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten (mg/kg TS). Värdena har avrundats till 1-2 siffrors noggrannhet.

Delområde	Metod för skattning	Bästa skattning medelhalt	Konfidensintervall	
			Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
1	MVU	890	530	2400
2A	MVU	1200	650 ^a	4400 ^a
2	MVU	23	15	44
3	MVU	6	4	11
Alla delomr.	MVU	230	140	500

^{a)} Beräknat som konfidensintervall runt geometriskt medelvärde.

Dioxin i jord

Resultaten av beräkningar av medelhalt och konfidensintervall för medelhalten av dioxin i jord framgår av Bilaga B och sammanfattas i Tabell 6.2.

Tabell 6.2 Skattade medelhalter av dioxin i jord samt 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten (ng/kg TS). Värdena har avrundats till 1-2 siffrors noggrannhet. Dioxin angiven som S:a PCDD/PCDF, I-TEQ.

Delområde	Metod för skattning	Bästa skattning medelhalt	Konfidensintervall	
			Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
1	MM	21000	3900	38000
2	MM	3300	1100	5500
3	MM	3300	1700	4900
Alla delomr.	MM	4700	2700	6700

6.1.4 Jämförelse av närprov

I fem provpunkter har närprov tagits ut, dvs kompletterande prov på samma nivå i en punkt 0,5-1 m från borrhöjningen. Prover från tre av dessa "närprovspunkter" har analyserats, för att få en uppfattning om haltvariationen i horisontalled. I Tabell 6.3 redovisas resultaten. Det bör observeras att det statistiska underlaget är mycket bristfälligt då endast ett närprov till respektive provpunkt finns. Av tabellen framgår dock att föroreningsutbredningen tycks vara förhållandevis homogen, dvs inga kraftiga skillnader i föroreningshalter kan ses. Naturvårdsverket (1997d) anger i rapporten "Åtgärdskrav vid efterbehandling" att med en variationskoefficient mindre än 1 (100%) kan man beteckna området som homogent (i vårt fall homogent i skalan 0-1 m, horisontellt). Av Tabell 6.3 framgår också att den uppmätta halten i en punkt inte kan ses som ett exakt värde av faktisk halt, utan mer ska uppfattas som haltens storleksordning i den aktuella skalan (0-1 m horisontellt).

Tabell 6.3 Jämförelse av uppmätta halter i närprov.

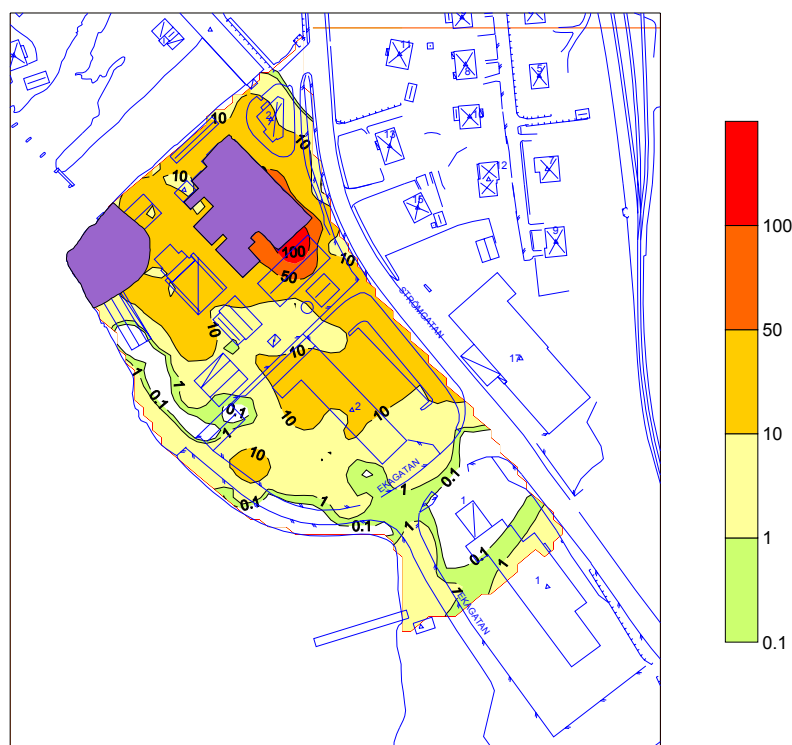
Provpunkt	Nivå (m)	Ämne	Enhet	Halt i prov	Halt i närprov	Medelhalt	Stdv	Variations- koeff. %
7104	0-0,5	Hg	mg/kg TS	191	445	318	180	56
	3-3,5	Hg	mg/kg TS	70	33	51	26	51
	0-0,5	pH		7,6	7,6	7,6	0	0
7114	0-0,5	Hg	mg/kg TS	0,55	0,195	0,37	0,25	67
	0-0,5	övr PAH	mg/kg TS	0,66	<0,2	0,38	0,39	104
	1-1,5	övr PAH	mg/kg TS	<0,2	1,4	0,75	0,92	123
	0-0,5	canc PAH	mg/kg TS	0,8	<0,2	0,45	0,49	110
	1-1,5	canc PAH	mg/kg TS	<0,2	1	0,55	0,64	116
	0-0,5	S:a PCDD/PCDF (I-TEQ)	ng/kg TS	2100	1273	1686	585	35
	1-1,5	S:a PCDD/PCDF (I-TEQ)	ng/kg TS	2128	3557	2842	1010	36
7120	0-0,5	Hg	mg/kg TS	31	78	54	33	61
	1-1,5	Hg	mg/kg TS	9,5	19,2	19,2	6,8	48

6.1.5 Kartor över föroreningsutbredning i jord

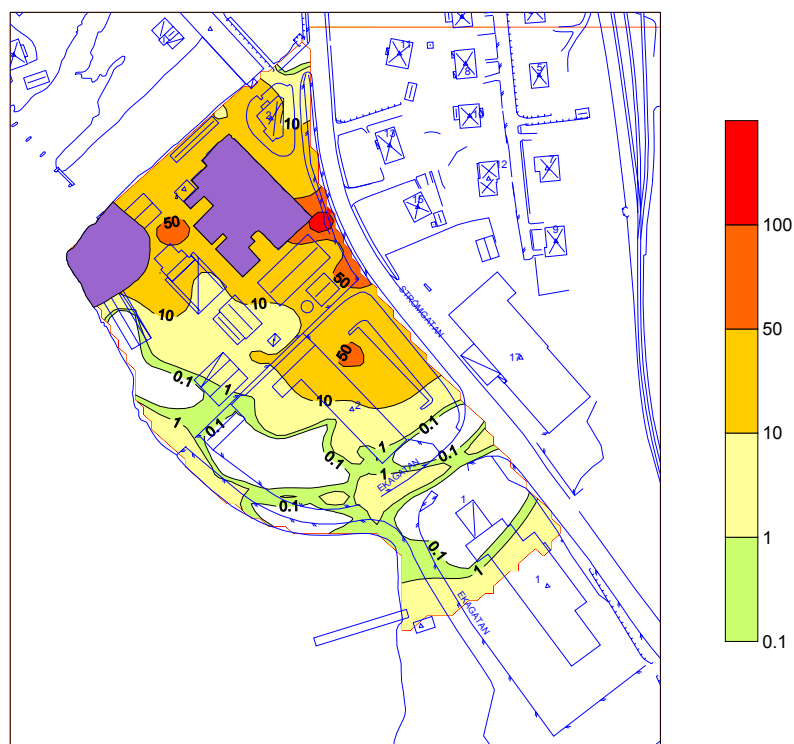
Kartor över föroreningsutbredning har tagits fram för kvicksilver (Figur 6.5 och Figur 6.6) och dioxin (Figur 6.7). Detta har gjorts med hjälp av geostatistik (variogramanalys och kriging-interpolering). Metodiken har bl.a. kortfattat beskrivits av Naturvårdsverket (1997c). Med hjälp av variogramanalys skapas en modell över hur föroreningshalterna är korrelerade inom området. Denna modell används sedan för att interpolera fram kartor med hjälp av kriging. Variogramanalys och kriging har utförts med programvaran Surfer 8 (Golden Software, 2002). I provpunkter där flera olika nivåer analyserats, har ett medelvärde använts.

Kvicksilver i jord

För kvicksilver kan två punktkällor (hot spots) urskiljas inom EKA-tomten; delområde 1 (den högkontaminerade udden) samt 2A (den f d cellhallen). Metodiken för kriging är inte giltig för områden som innehåller sådana punktkällor med höga halter och om kriging ändå tillämpas blir resultatet orealistiskt. Därför har de två punktkällorna uteslutits vid interpoleringen. Figur 6.5 och Figur 6.6 avser därför endast delområde 2 och 3. Figur 6.5 är baserad på prover tagna inom intervallet 0-6 m (samtliga undersökningar 1996-2003), medan Figur 6.6 endast är baserad på prover 0-0,5 m (samtliga undersökningar 1996-2003). I södra delen av undersökningsområdet har inga jordprover analyserats med avseende på kvicksilver. För att inte interpoleringen ska ge en falsk bild av förorenings-situationen har detta område inte tagits med. Variogram och variogrammodell framgår av Bilaga B. För kvicksilver 0-6 m valdes en sfärisk variogrammodell med *sill* på 500 (mg/kg)^2 , *nugget* på 200 (mg/kg)^2 och *range* på 100 m. För kvicksilver 0-0,5 m valdes en sfärisk variogrammodell med *sill* på 580 (mg/kg)^2 , *nugget* på 180 (mg/kg)^2 och *range* på 120 m.



Figur 6.5 Interpolerade föroreningshalter från provtagning. Kvicksilver i jord 0-6 m (halt i mg/kg TS). Lila områden (område 1 och 2A) utgörs av hot spots och har uteslutits vid kriginginterpoleringen.



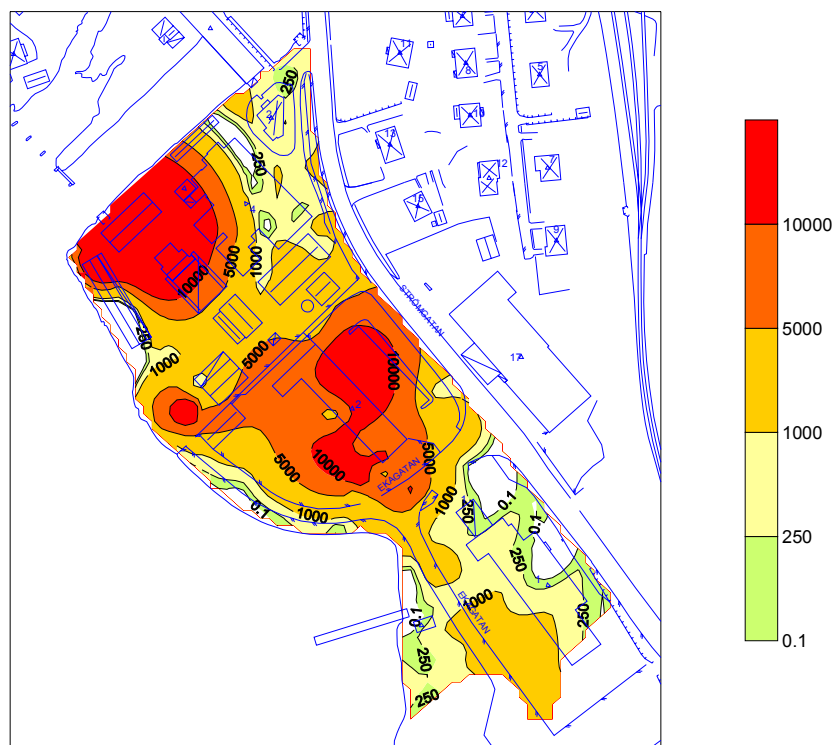
Figur 6.6 Interpolerade föroreningshalter från provtagning. Kvicksilver i jord 0-0,5 m (halt i mg/kg TS). Lila områden (område 1 och 2A) utgörs av hot spots och har uteslutits vid kriginginterpoleringen.

Av figurerna framgår att kvicksilverhalter överstigande 10 mg/kg TS kan förväntas finnas inom större delen av EKA-tomten och inom nordöstra delen av Vexias område. I sydvästra delen av området är kvicksilverhalterna låga. Utbredningen av kvicksilver i yttlig jord är likartad den för hela intervallet 0-6 m, men några små områden med halter överstigande 50 mg/kg TS har interpolerats fram i yttlig jord. Interpoleringen av föroreningsutbredningen överensstämmer med den bild av föroreningssituationen som ges i Figur 4.10 - Figur 4.12. Det innebär också att man kan förvänta sig låga kvicksilverhalter i den södra delen av undersökningsområdet (den del som inte tagits med i den utförda interpoleringen).

Dioxin i jord

För dioxin har samtliga provdata medtagits vid interpoleringen. I de fall där endast samlingsprov från flera provpunkter finns, har vardera provpunkten givits samma koncentration som samlingsprovet. Detta är naturligtvis inte helt korrekt men har bedömts ge ett bättre resultat än att inte ta med sådana data överhuvudtaget. Det innebär emellertid att gränsdragningen för olika haltintervall är osäker. Modelleringen baserar sig på data från intervallet 0-4 m.

Variogram och variogrammodell framgår av Bilaga B. För dioxin valdes en sfärsik variogrammodell med *sill* på $5 \cdot 10^7$ (ng/kg)², *nugget* på $3,2 \cdot 10^7$ (ng/kg)² och en *range* på 80 m.



Figur 6.7 Interpolerade föroreningshalter från provtagning. Dioxin i jord 0-4 m inom undersökningsområdet. Halten angiven som summa PCDD/PCDF, I-TEQ (ng/kg TS). Observera att antalet dioxinanalyser är begränsat och i flera fall utgörs av samlingsprov, vilket innebär att bilden av föroreningsutbredningen är osäker. Avgränsningen i söder utgörs av 1870 års strandlinje.

Höga dioxinhalter (> 1000 ng/kg TS) kan antas finnas inom stora delar av undersökningsområdet. Halter överstigande 10 000 ng/kg TS finns i anslutning till den högkontaminerade udden och inom delar av Vexias område. Av figuren kan man få uppfattningen att den högkontaminerade delen inom EKA-tomten sträcker sig långt utanför delområde 1 (som definierats utifrån mycket höga kvicksilverhalter). Eftersom antalet dioxinanalyser är relativt begränsat och proven i flera fall utgörs av samlingsprov från olika provpunkter är avgränsningen i plan osäker vad gäller dioxin, och det är möjligt att dioxinhalten i område 2 överskattas. Likaså bedöms de höga halterna i södra delen av området vara en feltolkning, förmodligen beroende på att en hög halt dioxin (1590 ng/kg TS) uppmätts i ett samlingsprov från flera olika provpunkter i den delen av undersökningsområdet. I övrigt är bilden av föroreningsutbredningen jämförbar med den i Figur 4.27. (Bilden av föroreningsutbredningen av dioxin kan förbättras om antalet provpunkter/analyser ökas. I denna del av undersökningen har det dock varit en medveten strategi att begränsa antalet dioxinanalyser.)

6.2 BERÄKNADE FÖRORENINGSMÄNGDER

Mängderna av kvicksilver och dioxin inom området har uppskattats genom beräkningar där hänsyn även tas till osäkerheten. För dioxin görs dock ingen osäkerhetsberäkning eftersom medelhalten i området är alltför osäker (se diskussionen i avsnitt 6.1 ovan).

Tre osäkra variabler ingår i beräkningarna för kvicksilver; (1) medelkoncentrationen i jord, (2) föroreningens medeldjup, (3) jordens densitet. Tre värden skattas för varje osäker variabel; (a) mest sannolika värde, (b) minsta realistiska värde samt (c) högsta realistiska värde. För medelkoncentrationen redovisas dessa värden i Tabell 6.1 ovan. Ansatta värden på hur djupt föroreningen når (medelvärde) i respektive område skattas i Tabell 6.4. Som bästa skattning har antagits medelprovtagningsdjupet inom respektive delområde. Jordens densitet antas vara 1600 kg/m³ med 1400 kg/m³ som undre gräns och 1700 kg/m³ som övre gräns. I Tabell 6.5 redovisas ungefärlig area för respektive delområde, samt uppskattad volym (utifrån bästa skattning av medeldjup).

Tabell 6.4 Skattning av djup (medelvärde över respektive område) för kvicksilverföroreningen (m).

Delområde	Bästa skattning medeldjup	Osäkerhetsintervall	
		Undre gräns	Övre gräns
1	4,0	3,5	6,0
2A	2,5	1,5	4,0
2 (exkl. 2A)	4,0	3,5	6,0
3	4,0	3,5	5,5

Tabell 6.5 Ungefärlig area för respektive delområde samt uppskattad volym (baserat på bästa skattning av medeldjup).

Delområde	Area (m ²)	Uppskattad volym (m ³)
1	1 200	4 800
2A	1 500	3 750
2 (exkl. 2A)	10 400	41 600
3	21 000	84 000

Kvicksilver

Resultatet av beräkningarna av kvicksilvermängderna redovisas i Tabell 6.6. Totalt bedöms ca 15 ton kvicksilver finnas i jordlagren inom området (intervall 6 – 80 ton). Observera att den undre respektive övre gränsen inte svarar mot någon fastställd konfidensnivå (att bestämma konfidensnivån går att göra men kräver Monte Carlo-simulering). Uppskattningsvis ligger konfidensnivån ändå på minst 95 %, dvs det är en mycket låg sannolikhet att det ”sanna” värdet skulle ligga utanför detta intervall.

Tabell 6.6 Beräknade mängder av kvicksilver på EKA-området (kg). Värdena har avrundats till 1-2 siffrors noggrannhet.

Delområde	Bästa skattning, mängd (kg)	Osäkerhetsintervall	
		Undre gräns (kg)	Övre gräns (kg)
1	6 800	3 100	29 000
2A	7 000	2 000	44 000
2	1 500	760	4 600
3	790	400	2 200
Summa:	16 000	6 000	80 000

Av Tabell 6.6 framgår att osäkerheten uppåt i beräknade mängder är betydligt större än nedåt. Detta är en effekt av hur konfidensintervallen ser ut för lognormalfördelade data: de höga värdena i lognormalfördelningen skjuter den övre gränsen för konfidensintervallet uppåt. En annan orsak till det stora spannet uppåt i beräknade mängder är osäkerheten hur långt ner i jorden föroreningen förekommer. Eftersom data inte är helt lognormalfördelade kommer konfidensintervallets övre gräns antagligen att överskattas med den beräkningsmetod som använts, eftersom beräkningsmetoden bara gäller för lognormalfördelade data. Sammanfattningsvis innebär det att den övre gränsen är statistiskt ”korrekt” med de beräkningsmetoder som använts här, men att den i praktiken förmodligen är alltför hög.

Av tabellen framgår också att den största delen (ca 85%) av kvicksilverföroreningen återfinns inom den högkontaminerade udden (område 1) och marken under den f d cellhallen (område 2A).

Som jämförelse har mängden kvicksilver beräknats om medelhalten inom hela undersökningsområdet istället skulle vara 7 mg/kg TS (dvs Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM), och förutsättningarna i övrigt var lika. Den totala mängden kvicksilver skulle då uppgå till ca 1,5 ton.

Dioxin

På motsvarande sätt som kvicksilver har även dioxinmängderna beräknats. Resultatet av dessa beräkningar redovisas i Tabell 6.7. Totalt bedöms ca 0,85 kg finnas i jordlagren inom området (intervall 0,26 – 2,1 kg). Observera att den undre respektive övre gränsen inte svarar mot någon fastställd konfidensnivå. Den verkliga mängden dioxin ligger dock sannolikt inom osäkerhetsintervallet. De övre respektive undre gränserna är osäkra eftersom de beräknats med utgångspunkt att data är normalfördelade, vilket inte alls är fallet. Konfidensnivån är betydligt lägre än för kvicksilvermängderna, uppskattningsvis i storleksordningen 70 - 80 %.

Tabell 6.7 *Beräknade mängder av dioxin på EKA-området (kg). Värdena har avrundats till 1-2 siffrors noggrannhet. Värden för osäkerhetsintervallet anges inom parentes eftersom de är mycket osäkra.*

Delområde	Bästa skattning, mängd (kg)	Osäkerhetsintervall	
		Undre gräns (kg)	Övre gräns (kg)
1	0.16	(0.023)	(0.47)
2 (inkl. 2A)	0.25	(0.062)	(0.67)
3	0.44	(0.17)	(0.97)
Summa:	0.85	(0.26)	(2.1)

På samma sätt som för kvicksilver har en jämförande beräkning gjorts, där medelhalten dioxin inom hela området antagits vara 250 ng/kg TS (dvs Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM). Den totala mängden dioxin inom undersökningsområdet skulle då uppgå till ca 50 g.

Kommentar

En viktig förutsättning för att de statistiska analyserna ska bli meningsfulla är att provpunkterna har lokaliserats slumpmässigt, d.v.s. alla tänkbara lägen för provtagningspunkter måste ha samma sannolikhet att bli valda. Detta kriterium är inte helt uppfyllt i vid EKA, vilket gör att ett visst systematiskt fel (bias) kan förekomma. Det är troligt att fler prover tagits där halterna förväntats vara höga. Därför är det möjligt att de statistiska beräkningarna av medelhalt och konfidensintervall något kan

överskatta föroreningsmängderna. Hur stor påverkan ett sådant systematiskt fel har är mycket svårt att bedöma.

Det bör även påpekas att provmängden varierar mellan olika provpunkter (stor provmängd minskar den statistiska variationen). Inverkan av detta bedöms dock inte påverka beräkningarna märkbart.

7 SLUTSATSER

En rad undersökningar har genomförts under hösten 2002 och våren 2003. Undersökningarna har bl a bidragit till att förtydliga bilden av föroreningsituationen inom EKA-området. I rapportens inledning presenterades några frågeställningar avseende avgränsning av kraftigt förorenade områden, fördelning av föroreningar samt typ av föroreningar. Frågeställningarna utgjorde bakgrund till de nu genomförda undersökningarna. Med utgångspunkt från dessa frågeställningar sammanfattas här resultaten från undersökningarna.

Inledningsvis bör nämnas några av de osäkerheter och svårigheter som påverkar bedömningen av föroreningsutbredningen:

- fyllningen är heterogen, vilket innebär att varje prov representerar en mindre volym
- för vissa ämnen (t ex dioxin) har endast ett fåtal prov (i förhållande till områdets stölek) analyserats vilket gör en avgränsning svår
- fyllningen är på flera ställen svårforcerad, vilket innebär att bedömningen av föroreningsituationen på större djup är osäker
- bedömningen av vad som kan betecknas som naturligt material respektive fyllning är i vissa fall osäker
- ”normala” osäkerheter förknippade med vald provtagningsmetod (t ex risken för korskontaminering)

Bakgrundshalter

Bakgrundshalterna av kvicksilver och dioxin i Bengtsfors tätort med omnejd är förhöjda jämfört med nationella bakgrundshalter, vilket bör beaktas i riskbedömningen.

Avgränsning av högkontaminerade områden

De högkontaminerade områdena bedöms kunna avgränsas till udden vid EKA samt marken under den f d cellhallen. En rimlig avgränsning för den högkontaminerade udden bedöms vara den ursprungliga strandlinjen (år 1870) utmed den norra strandkanten och en linje ca 30 m söderut från uddens spets (se Figur 4.14). Det bör observeras att det angivna läget för den tidiga strandlinjen är ungefärligt (bedömningen är gjord utifrån äldre kartmaterial).

Föroreningarna inom udden domineras av höga halter av kvicksilver (högsta uppmätta halt 6240 mg/kg TS), men även dioxin förekommer i mycket höga halter (högsta uppmätta halt, S:a PCDD/PCDF, I-TEQ 52606 ng/kg TS). Antalet dioxinanalyser inom detta område är dock begränsat, vilket var en medveten strategi för att begränsa analyskostnaderna. Endast ett prov som tagits i strandkanten under vattenytan vid den högkontaminerade udden har hittills redovisats. Resultatet från denna enstaka punkt tyder på att området är förorenat även under vattenytan. Detta har undersökts ytterligare i de undersökningar från flotte som genomförts i juni 2003, men resultaten är ännu inte färdiga.

Även jorden under den f d cellhallen är förorenad av kvicksilver. Provtagningar inomhus under golv (undersökningen hösten 2002) visar på kraftigt förhöjda kvicksilverhalter. I en av provpunkterna är kvicksilverhalten (9039 mg/kg TS) extremt hög. Halterna är högre än vad som uppmätts i tidigare undersökningar. Även dioxinhalterna är i flera fall förhöjda och överskrider i något fall Naturvårdsverkets generella riktvärde, MKM (S:a PCDD/PCDF, I-TEQ 250 ng/kg TS).

Föroreningsutbredning i övrigt

Utbredningen av kvicksilver i jord är i huvudsak koncentrerad till EKA-tomten (jämför beskrivningen av "hot spots" ovan). En modellering (kriging-) av kvicksilverhalterna visar att marken inom större delen av EKA-tomten (dvs område 1 och 2) samt de östra delarna av Vexias område kan antas vara förorenad av kvicksilver, med halter överstigande 10 mg/kg TS.

Höga halter av dioxin har påvisats i stora delar av undersökningsområdet. En jämförelse med gamla strandlinjer visar att i princip hela utfyllnadsområdet innehåller höga dioxinhalter, samt även delar av det område inom EKA-tomten som var landområde även före 1870. Föroreningsutbredningen söderut (vid bussgaraget) bedöms kunna avgränsas vid den ursprungliga (år 1870) strandlinjen. En jämförelse av dioxinkongener visar att dioxin kan härröra från olika källor. En modellering (kriging-) av dioxinutbredningen visar också att dioxin troligen förekommer inom stora delar av det undersökta området. Det bör observeras att dataunderlaget vad gäller dioxin i jord är något bristfälligt (bl a finns många samlingsprov från olika provpunkter), varför stora osäkerheter finns i modelleringen.

Något samband mellan höga halter dioxin och kvicksilver har inte kunnat visas. Ett svagt samband mellan dioxinhalt och TOC tycks finnas.

Några provpunkter med förhöjda halter av cancerogena PAH i jord finns utspridda inom västra delen av undersökningsområdet. De högsta halterna av PAH-er har påträffats i det utfyllda området vid Vexia (>100 mg/kg TS). Halterna av övriga PAH i jord är låga och överskrider inte det humantoxbaserade riktvärdet. I förhållande till föroreningshalterna och utbredningen av kvicksilver och dioxin bedöms PAH-förorening i jord vara ett begränsat problem.

Höga halter av metaller såsom bly, koppar och arsenik har påträffats i jorden vid den högkontaminerade udden. I flertalet fall är dock halterna under det humantoxbaserade riktvärdet.

Screeninganalyser har utförts på enstaka jordprov. I dessa screeningar har inga "nya" föroreningar påträffats.

Fördelning av förorening i djupled och i kornfraktion

För riskbedömningen har föroreningsutbredningen i yttlig jord stor betydelse. För kvicksilver är den ytnära föroreningen i huvudsak koncentrerad till EKA-tomten, med högst halter vid udden (Figur 4.10). Höga halter dioxin finns i yttlig jord i anslutning till de tidigare klorkamrarna (Figur 4.7).

Inom område 1 (den högkontaminerade udden) förekommer höga kvicksilverhalter (> 100 mg/kg TS) även på 3-5 m djup. Inom övriga delområden har endast ett fåtal jordprover tagits på nivåer djupare än 3 m. I det högkontaminerade området vid udden tycks även den naturliga jorden under fyllning vara förorenad av kvicksilver. Det bör observeras att bedömningen av vad som är fyllning respektive naturlig jord i flera fall är osäker. Det går inte att inom de kraftigt förorenade områdena (område 1 och 2A) se någon tendens till sjunkande föroreningshalter med ökande djup. Tidigare undersökningar inom övriga delar av EKA-tomten (område 2) visar på en svag tendens till sjunkande kvicksilverhalter med ökande djup (0-3m). För dioxin har endast enstaka prov tagits på större djup än 2 m (inom hela undersökningsområdet). Det innebär att det inte kan uteslutas att höga dioxinhalter kan finnas även på större fyllningsdjup.

Föroreningsinnehållet (kvicksilver, PAH och dioxin) i olika kornfraktioner har undersökts i tre jordprov. För metaller syns en anrikning i fraktionen med finmaterial (<0,063mm).

Föroreningar i grundvatten

Höga metallhalter har uppmätts i grundvatten både inne på EKA-tomten och i östra kanten av undersökningsområdet. Höga halter av kvicksilver i grundvatten har uppmätts även i områden där halten i jord inte är anmärkningsvärt hög. Bl a detta har föranlett en förnyad, kompletterande grundvattenprovtagning (maj 2003). Halterna är generellt lägre i grundvattenproven från maj-provtagningen, jämfört med proverna från provtagningen i december 2002.

Dioxin har påvisats i grundvatten både i och utanför EKA-tomten. Även i de två grundvattenrör som ligger i utkanten av, respektive strax utanför, undersökningsområdet (7023 respektive 7205) har halter överstigande det holländska dricksvattenkriteriet uppmätts.

Halterna av PAH i grundvatten är i allmänhet låga. I flertalet grundvattenprov dominerar ”kreosot-typiska” PAH-er, men andra föroreningskällor än kreosot kan inte uteslutas.

Enligt en preliminär bedömning av föroreningsutbredningen av perkloretylen i grundvatten kan PCE-föroreningen avgränsas till sydvästra delen av EKA-tomten (se vidare Figur 4.48). Låga halter av klorerade alifater har dock uppmätts även utanför detta område. Föroreningsens avgränsning i vertikalled har inte i detalj kunnat avgöras.

Screeninganalyser har utförts på enstaka vattenprov. Screeningen har framför allt riktat in sig mot pesticider och träskyddsmedel. I dessa screeningar har inga ”nya” föroreningar påträffats.

Föroreningsmängd

Den totala föroreningsmängden inom undersökningsområdet uppskattas till ca 16 ton kvicksilver (6-80 ton) och ca 0,85 kg dioxin (0,26 – 2,1 kg). Detta är mer än vad tidigare beräkningar visat. Den största mängden kvicksilver finns inom den högkontaminerade udden (område 1) samt i marken under den f d cellhallen (område 2A). Ca 85 % av den totala mängden kvicksilver bedöms finnas inom dessa båda områden. Dioxin återfinns inom större delen av undersökningsområdet, med undantag för det icke-utfyllda området i söder. En grov överslagsberäkning pekar på att mängden klorerade alifater inom området uppgår till 1-10 ton (enligt uppskattning i rapport EKA 2002:10).

Geo Innova AB, dag som ovan

Jan Sundberg

Maria Carling

REFERENSER

Rapport EKA:

EKA 2002:1. Mark- och grundvattenförhållanden vid EKA-området. Geo Innova AB.

EKA 2002:3. Förorenings-spridning från EKA-området. Emissioner och risker. Utkast. Geo Innova AB.

EKA 2002:6. Identifiering och kvantifiering av källor till kvicksilver och dioxiner i systemet Le-lång-Bengtsbrohöljen. Studsvik Eco & Safety AB.

EKA 2002:7. Resultat från markundersökningar inom EKA-området. Sammanställning av resultat från fältundersökningar och laboratorieanalyser. Geo Innova AB.

EKA 2002:8. Arbetsmiljöplan. GF Konsult AB.

EKA 2002:10. Miljöteknisk undersökning av klorerade alifater i grundvatten, porluft och ytvatten inom norra och nordvästra delen av EKA-området. Golder Associates AB.

EKA 2002:13. Kompletterande miljöteknisk undersökning av byggnader. Golder Associates AB.

EKA 2002:19 Provtagningsmanual. Vägledning för kvalitetssäkrad provtagning. GF Konsult AB.

EKA 2002:20. Transport av kvicksilver och dioxiner till, inom och från Bengtsbrohöljen. Studsvik Eco & Safety AB.

EKA 2003:4. Redovisning av flottjobb. Resultat och utvärdering. Geo Innova AB.

Övrig litteratur:

Andersson, M. (2002). Miljöutredning inom fastigheten EKA 1. Flygfältsbyrån, FB Engineering AB (daterad 2002-07-17)

CCME (1999). Canadian Environmental Quality Guidelines. Publication No. 1299 (ISBN 1-896997-34-1). Canadian Council of Ministers of the Environment, Canada.

Elert, M. & Fanger, G. (2001). Kompletterande undersökningar i Bengtsbrohöljen samt förslag till efterbehandling och kontrollprogram. Huvudrapport. Slutversion. Kemakta AR 2001-15.

Elert, M., Fanger, G., Jones, C. & Bard, G. (2000). Förslag till efterbehandling av förorenat industriområde vid Bengtsbrohöljen, Bengtsfors kommun. Kemakta AR 2000-05.

Gilbert, R.O. (1987). Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold, New York, 320 s.

Golden Software (2002). Surfer 8. User's Guide. Golden, Colorado.

Land, C.E. (1973). Standard confidence limits for linear functions of the normal mean and variance. *J. Am. Stat. Assoc.* 68:960-963.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel, A.P. (2001). Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater - Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Report 711701 023, RIVM (National institute of public health and the environment), The Netherlands.

Livsmedelsverket (1993). Livsmedelsverkets föreskrifter och allmänna råd om dricksvatten. SLVFS 1993:35.

Naturvårdsverket (1997a). Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.

Naturvårdsverket (1997b). Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering. Rapport 4640.

Naturvårdsverket (1997c). Rätt datakvalitet – Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar. Rapport 4667.

Naturvårdsverket (1997d). Åtgärdskrav vid efterbehandling. Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet. Rapport 4807.

Naturvårdsverket & Svenska Petroleum Institutet (1998). Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889.

Naturvårdsverket (1999a). Förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Rapport 4918.

Naturvårdsverket (1999b). Vägledning för efterbehandling vid träskyddsanläggningar. Rapport 4963.

Naturvårdsverket (1999c). Grundvatten. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Rapport 4915.

Rappe, C., Andersson, R., Bonner, M., Cooper, K., Fiedler, H., Howell, F., Kulp, S.E, Lau, C. (1997). PCDDs and PCDFs in soil and river sediment samples from rural area in the United States of America. *Chemosphere*, 34, 1297-1314.

Sundberg, J. & Hammar, M. (1996). Föroreningsituationen i mark och sediment vid f.d. kloralkalifabriken i Bengtsfors. Terratema AB.

Sundberg, J., Hammar, M., Ouacha, M., Fällman, A-M., Lindmark, P. & Burman, F. (1998). Kompletterande undersökning samt förslag till efterbehandlingsåtgärder. Statens geotekniska institut, dnr 2-9706-292.

Personlig kommunikation:

Mark Elert, Kemakta, e-mail 030425

Internetreferens:

European Commission DG Environment (1999). Compilation of EU Dioxin Exposure and Health Data. Task 2 – Environmental Levels.

<http://europa.eu.int/comm/environmnet/dioxin/download.htm>, access 2003-04-29.

Tox Probe Inc, "Ten Carcinogens in Toronto" Tox Probe for Toronto Public Health

SCREENINGANALYS – ORGANISKA ÄMNEN

Analys av jord enligt Analyticas ENVI-pack.

Mineralolja	Mineralolja >C10-C12 Mineralolja >C12-C16 Mineralolja >C16-C35		
PCB	PCB 28 PCB 52 PCB 101	PCB 118 PCB 138 PCB 153 PCB 180	
Klorerade pesticider	o,p'-DDT p,p'-DDT o,p'-DDD p,p'-DDD o,p'-DDE p,p'-DDE	aldrin dieldrin endrin isodrin telodrin α-HCH β-HCH	lindan (γ-HCH) heptaklor cis-heptaklorepoxid trans-heptaklorepoxid α-endosulfan
PAH	naftalen acenaftylen acenaften fluoren fenantren	antracen flouranten pyren benso(a)antracen krysen	benso(b)flouranten benso(k)flouranten benso(a)pyren dibenso(ah)antracen benso(ghi)perylen indeno(1,2,3cd)pyren
BTEX	bensen toluen etylbenzen styren	summa xylener summa BTEX	
Klorbensener	monoklorbensen diklorbensen 1,2,3-triklorbensen 1,2,4-triklorbensen 1,3,5-triklorbensen	1,2,3,4-tetraklorbensen 1,2,3,5+1,2,4,5-tetraklorbensen pentaklorbensen hexaklorbensen	
Klorerade alifater	diklormetan 1,2-diklorethan 1,2-diklorpropan triklormetan	tetraklormetan 1,1,1-triklorethan 1,1,2-triklorethan triklorethan	tetrakloreten
Klorfenoler	2-monoklorfenol 3-monoklorfenol 4-monoklorfenol 2,3-diklorfenol 2,4-diklorfenol+ 2,5-diklorfenol 2,6-diklorfenol	3,4-diklorfenol 3,5-diklorfenol 2,3,4-triklorfenol 2,3,5-triklorfenol 2,3,6-triklorfenol 2,4,5-triklorfenol	2,4,6-triklorfenol 3,4,5-triklorfenol 2,3,5,6-tetraklorfenol 2,3,4,5-tetraklorfenol 2,3,4,6-tetraklorfenol pentaklorfenol

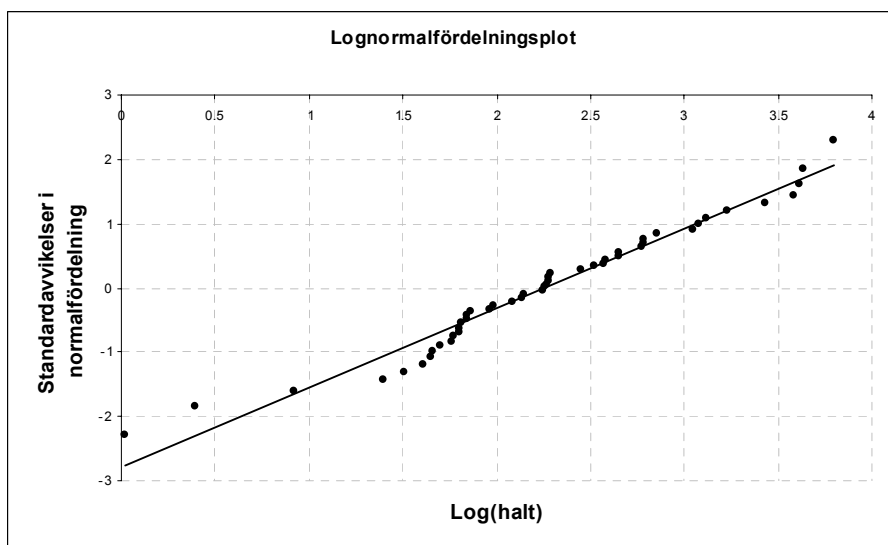
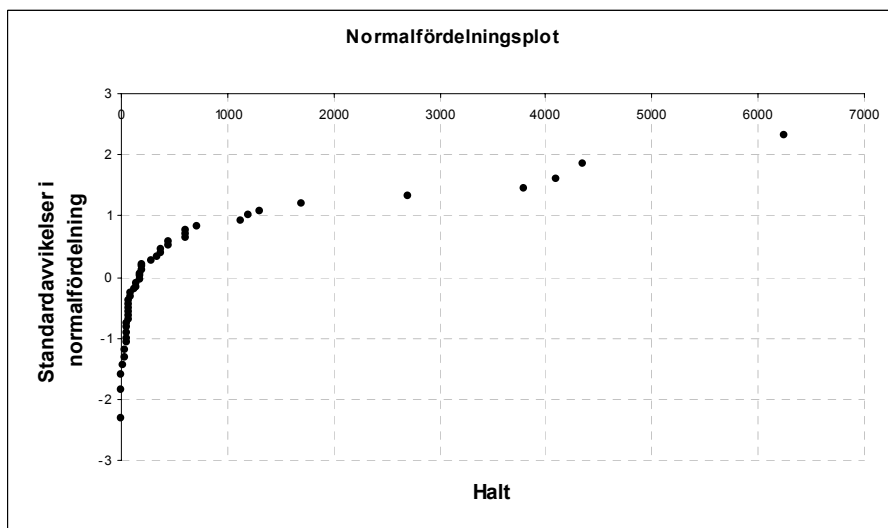
Kvicksilver i jord: Område 1 – Högkontaminerade udden

Otransformerade data, x			
Antal data	47		
Aritmetiskt medelvärde	718.8		
Median	180		
Standardavvikelse	1336		
Variationskoefficient	1.859		
Logaritmerade data, $y = \ln x$			
Medelvärde	5.216		
Standardavvikelse	1.823		
90 % dubbelsidigt konfidensintervall			
	MM	ML	MVU
Medelvärde	718.8	970.7	890.6
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	1046	1517	2387
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	391.6	621.2	526.1

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



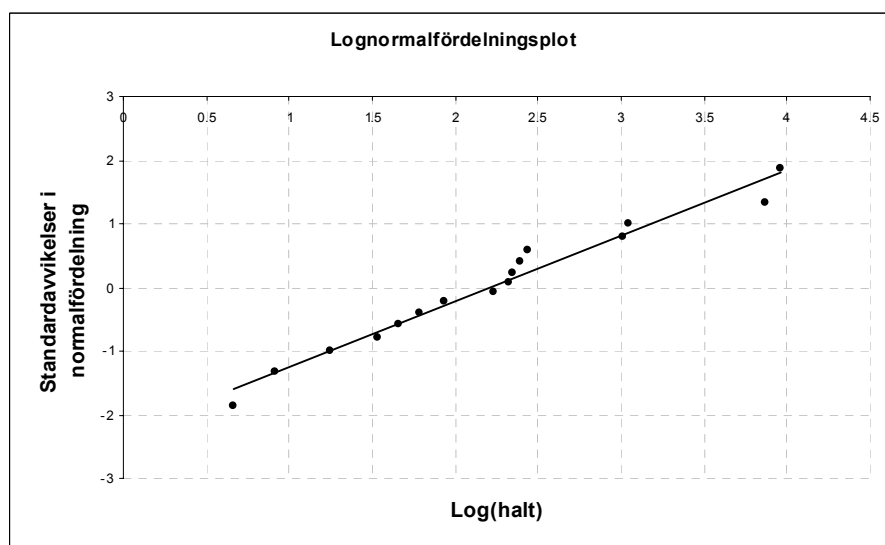
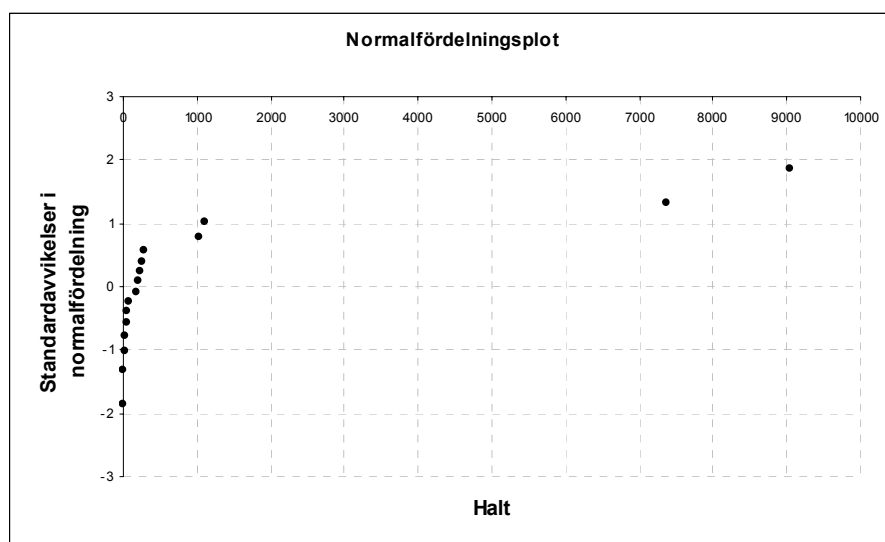
Kvicksilver i jord: Område 2A – F d cellhallen

Otransformerade data, x			
Antal data	16		
Aritmetiskt medelvärde	1245		
Median	190		
Standardavvikelse	2754		
Variationskoefficient	2.212		
Logaritmerade data, y = ln x			
Medelvärde	5.087		
Standardavvikelse	2.165		
90 % dubbelsidigt konfidensintervall			
	MM	ML	MVU
Medelvärde	1245	1687	1169
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	2452	4357	24880
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	37.95	653.2	478.6

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Kvicksilver i jord: Område 2 – EKA-området övrigt**Otransformerade data, x**

Antal data	115
Aritmetiskt medelvärde	15.27
Median	3.4
Standardavvikelse	28.62
Variationskoefficient	

Logaritmerade data, $y = \ln x$

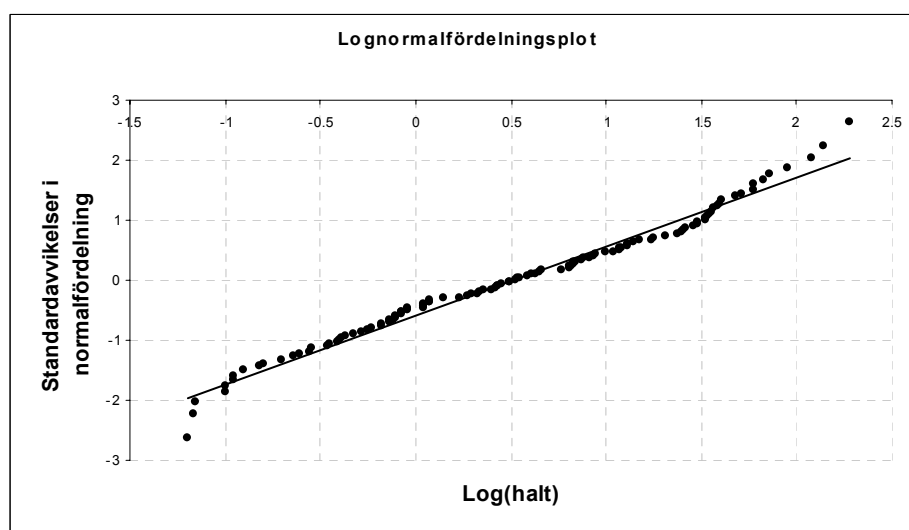
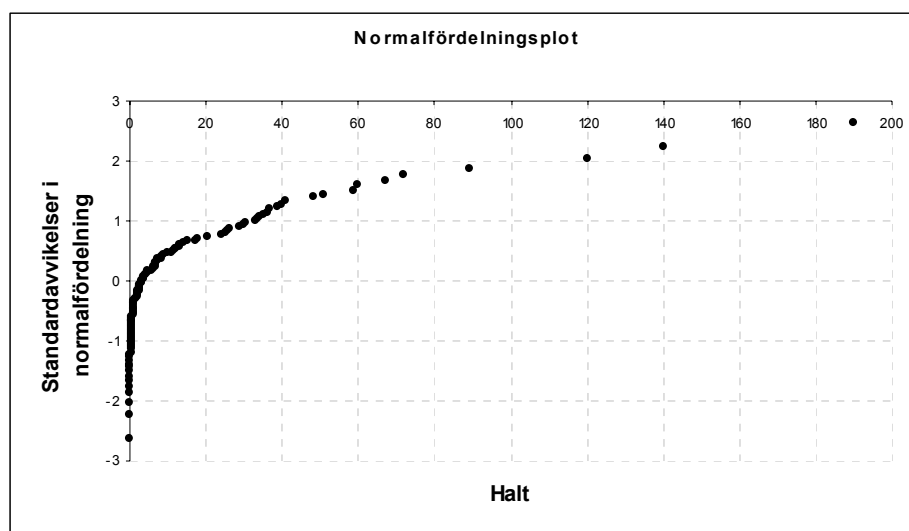
Medelvärde	1.190
Standardavvikelse	1.988

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	15.27	23.70	22.57
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	19.70	32.23	43.66
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	10.84	17.43	14.84

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Kvicksilver i jord: Område 3 – Sydöstra delen av undersökningsområdet**Otransformerade data, x**

Antal data	128
Aritmetiskt medelvärde	5.765
Median	0.5155
Standardavvikelse	13.99
Variationskoefficient	2.426

Logaritmerade data, $y = \ln x$

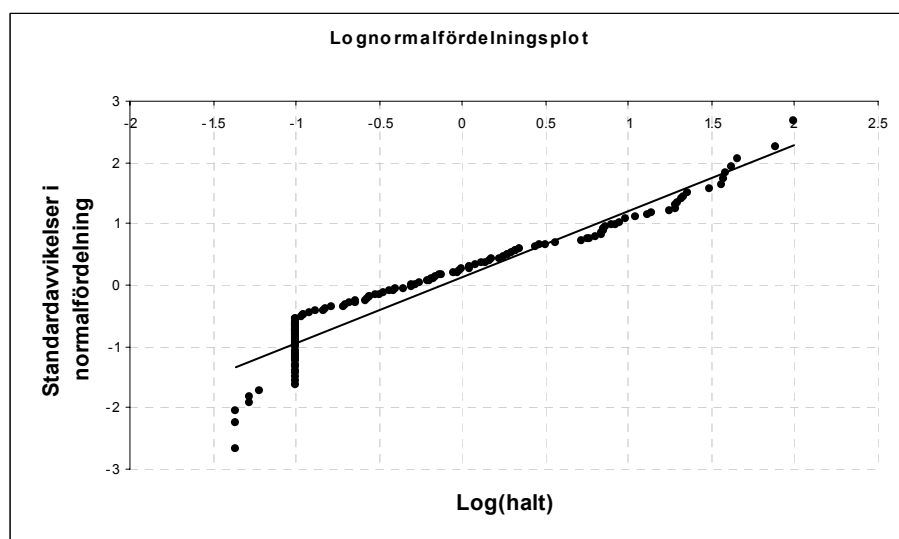
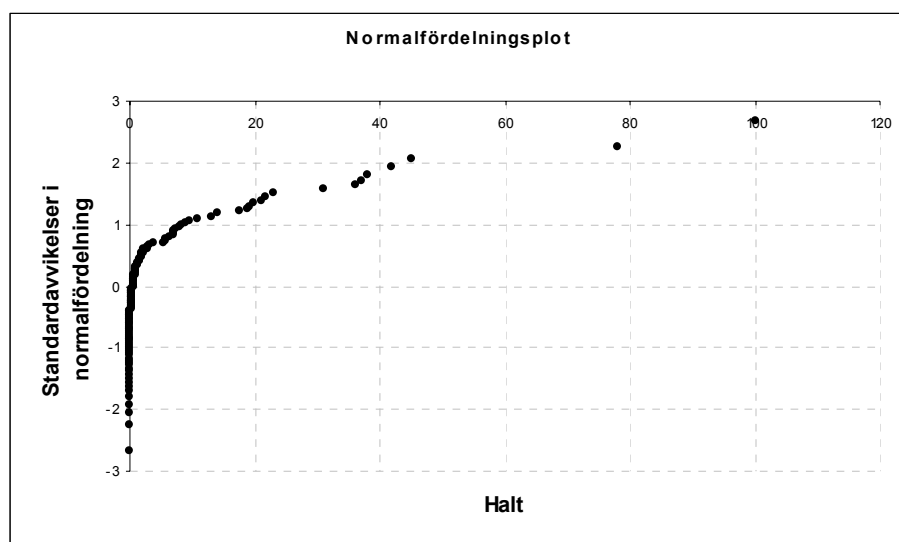
Medelvärde	-0.2908
Standardavvikelse	2.058

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	5.765	6.210	5.911
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	7.813	8.394	11.41
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	3.717	4.594	3.899

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Kvicksilver i jord: Alla delområden (1 + 2A + 2 + 3)**Otransformerade data, x**

Antal data	307
Aritmetiskt medelvärde	183.7
Median	3.1
Standardavvikelse	876.0
Variationskoefficient	4.770

Logaritmerade data, $y = \ln x$

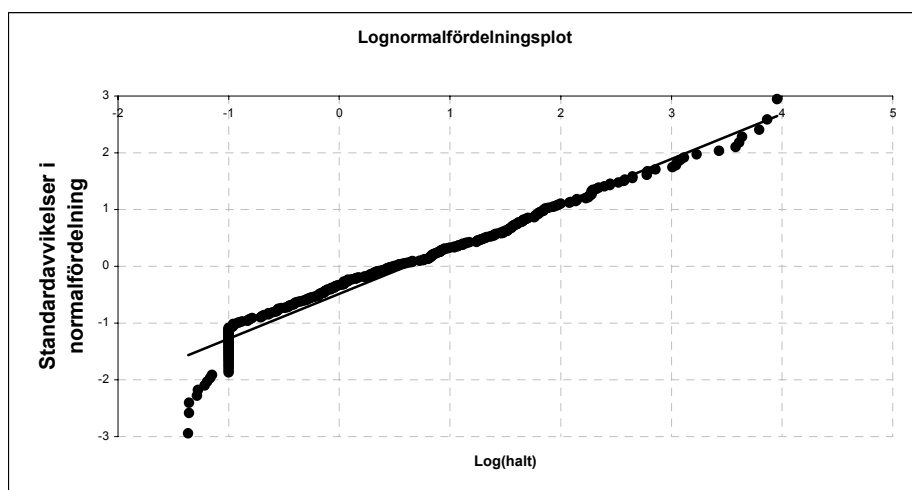
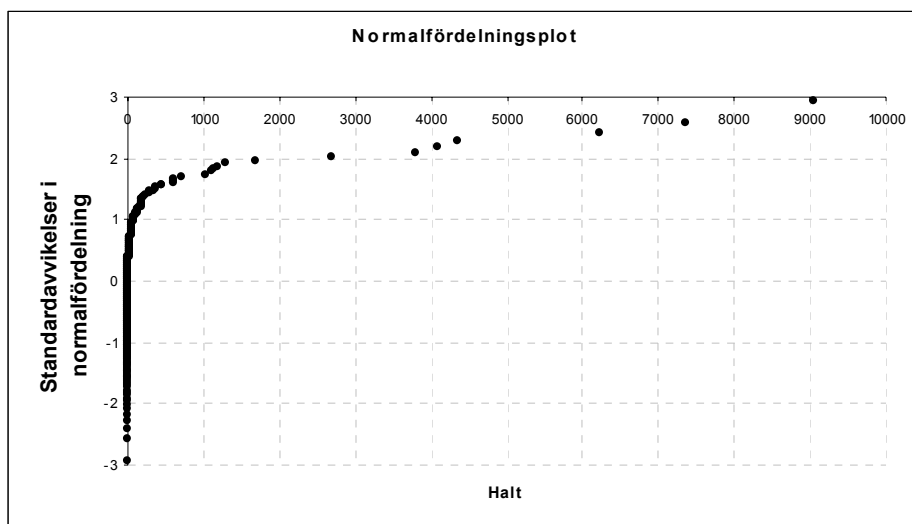
Medelvärde	1.405
Standardavvikelse	2.858

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	183.7	242.0	226.7
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	266.1	316.7	495.3
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	101.2	184.9	143.0

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



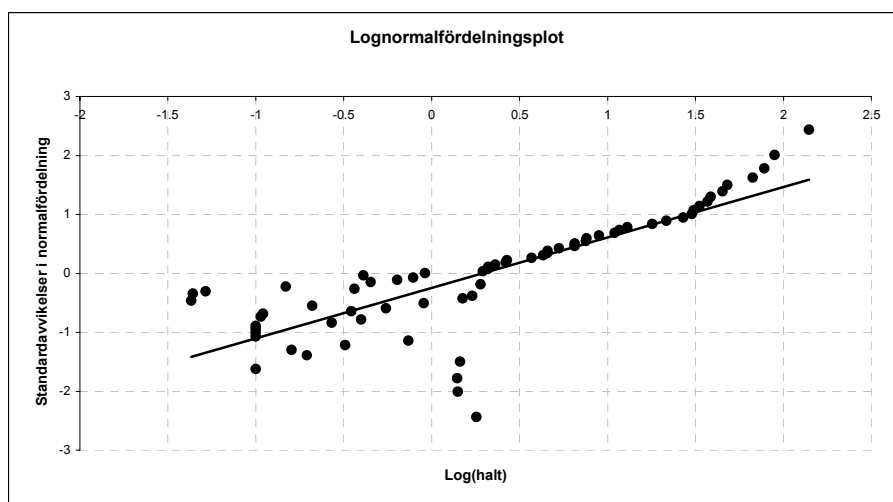
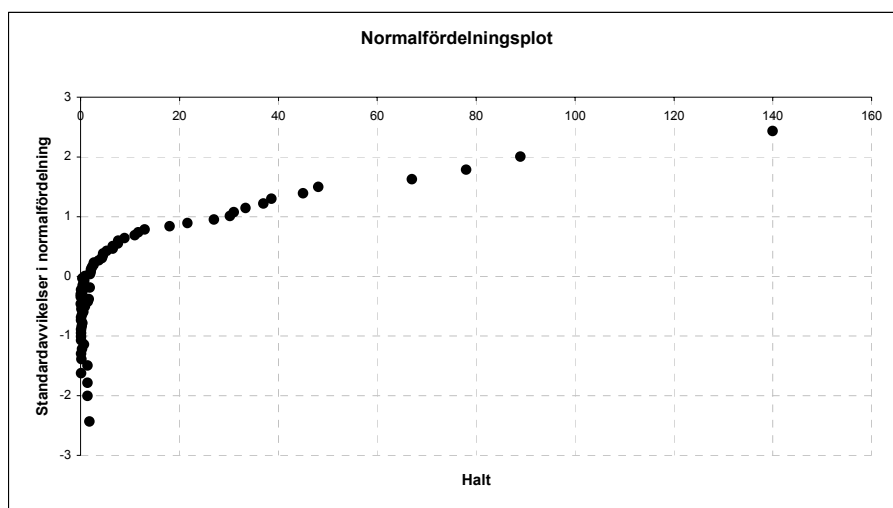
Kvicksilver i yttlig jord (0-0,5m): Delområde (2 + 3)

Otransformerade data, x			
Antal data	67		
Aritmetiskt medelvärde	12.42770149		
Median	1.9		
Standardavvikelse	24.71473359		
Variationskoefficient	1.988680981		
Logaritmerade data, $y = \ln x$			
Medelvärde	0.664782362		
Standardavvikelse	2.174996856		
90 % dubbelsidigt konfidensintervall			
	MM	ML	MVU
Medelvärde	12.42770149	20.69905453	18.56497261
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	17.46485201	32.24547463	50.48964501
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	7.390550978	13.28716241	10.46162811

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



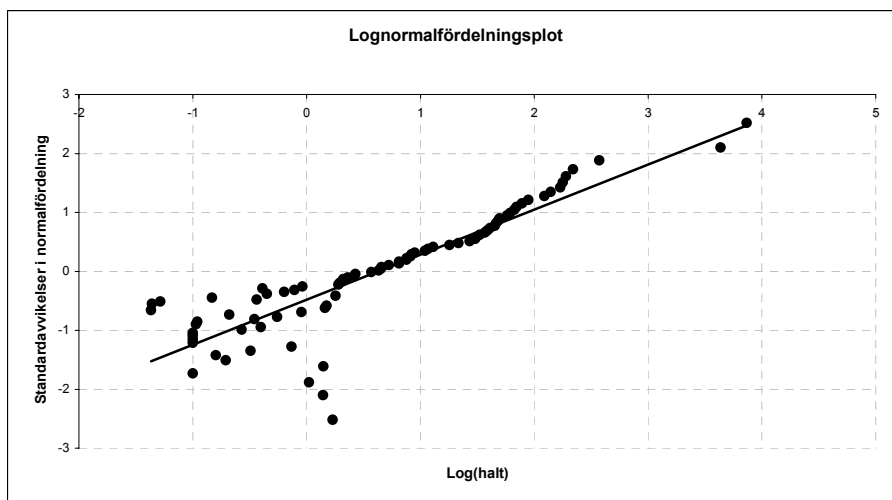
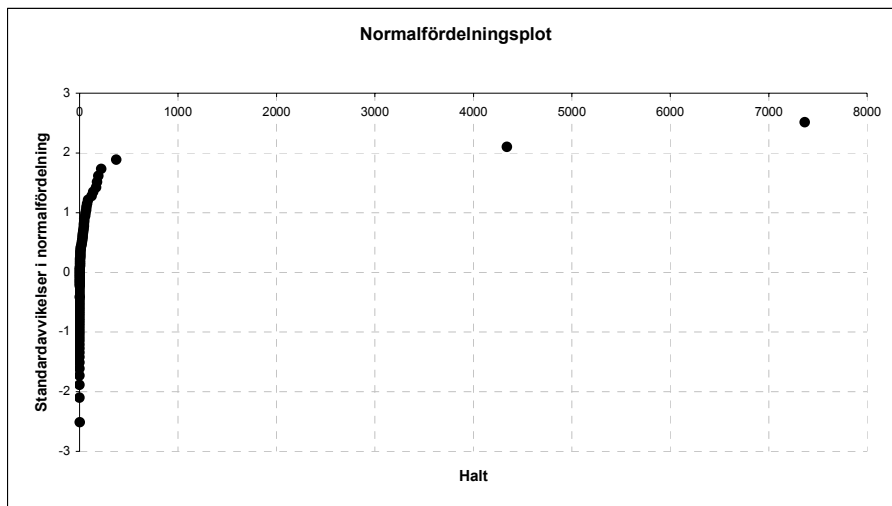
Kvicksilver i yttlig jord (0-0,5m): Alla delområden (1 + 2A + 2 + 3)

Otransformerade data, x			
Antal data	84		
Aritmetiskt medelvärde	168.3461429		
Median	4		
Standardavvikelse	925.8725623		
Variationskoefficient	5.499814528		
Logaritmerade data, $y = \ln x$			
Medelvärde	1.448302339		
Standardavvikelse	2.659894743		
90 % dubbelsidigt konfidensintervall			
	MM	ML	MVU
Medelvärde	168.3461429	146.3238565	123.1526053
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	336.3864929	237.1226215	386.9242455
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	0.305792839	90.29366677	69.52394319

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



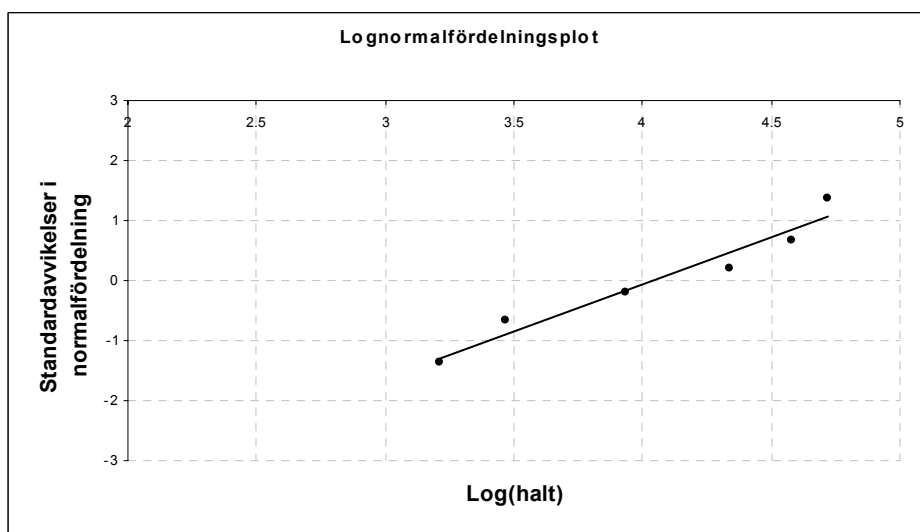
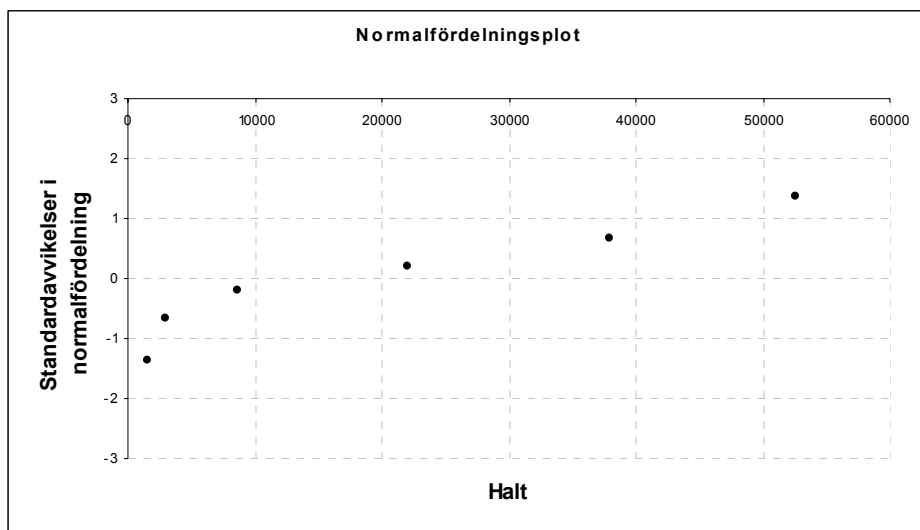
Dioxin i jord: Område 1 – Högkontaminerade udden

Otransformerade data, x			
Antal data	6		
Aritmetiskt medelvärde	20966		
Median	15318		
Standardavvikelse	20706		
Variationskoefficient	0.9876		
Logaritmerade data, y = ln x			
Medelvärde	9.309		
Standardavvikelse	1.408		
90 % dubbelsidigt konfidensintervall			
	MM	ML	MVU
Medelvärde	20966	29772	23317
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	38000	94843	957909
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	3932	9346	10539

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



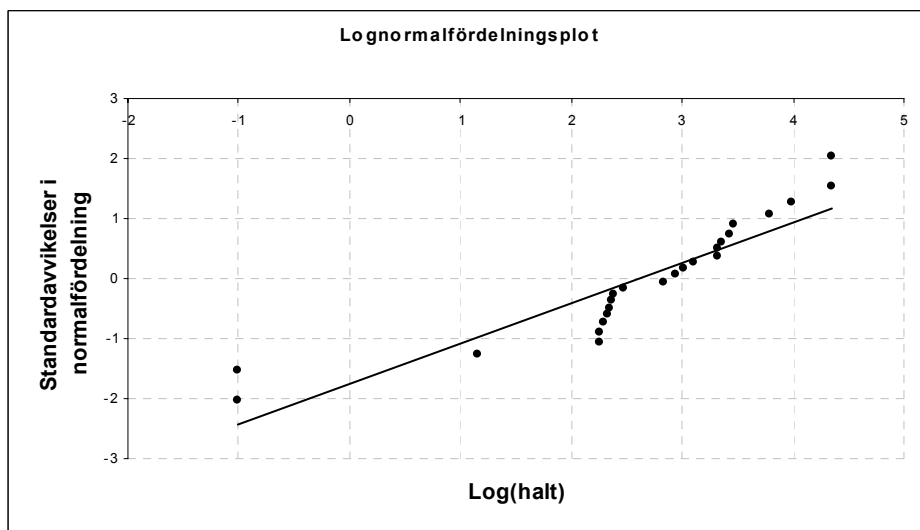
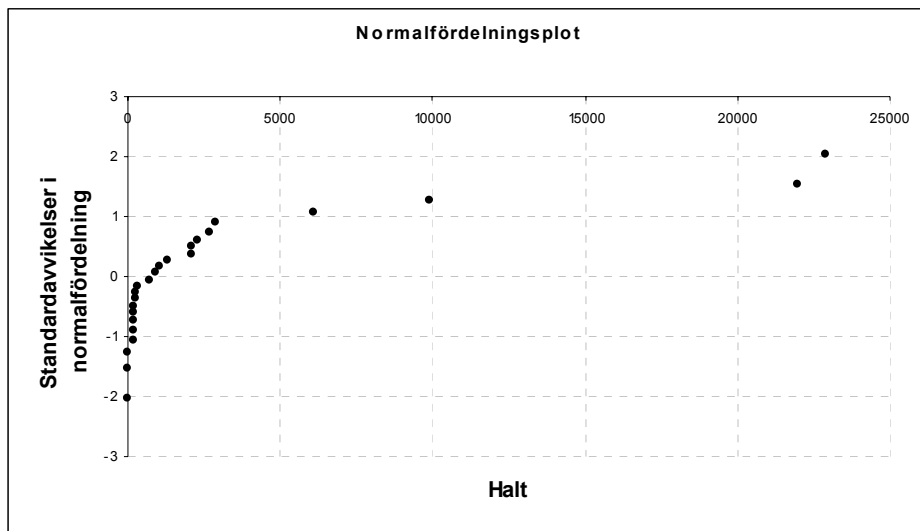
Dioxin i jord: Område 2 – F d cellhallen

Otransformerade data, x			
Antal data	24		
Aritmetiskt medelvärde	3281		
Median	794.3		
Standardavvikelse	6322		
Variationskoefficient	1.927		
Logaritmerade data, $y = \ln x$			
Medelvärde	6.062		
Standardavvikelse	3.101		
90 % dubbelsidigt konfidensintervall			
	MM	ML	MVU
Medelvärde	3281	52621	23557
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	5492	155727	2435537
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	1069	17781	7616

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelihood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Dioxin i jord: Område 3 – Sydöstra delen av undersökningsområdet**Otransformerade data, x**

Antal data	36
Aritmetiskt medelvärde	3296
Median	1500.5
Standardavvikelse	5819
Variationskoefficient	1.766

Logaritmerade data, $y = \ln x$

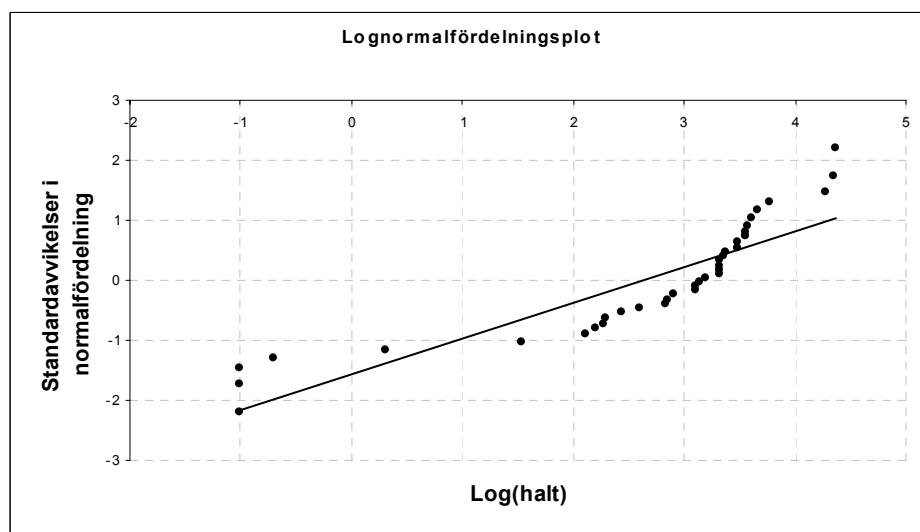
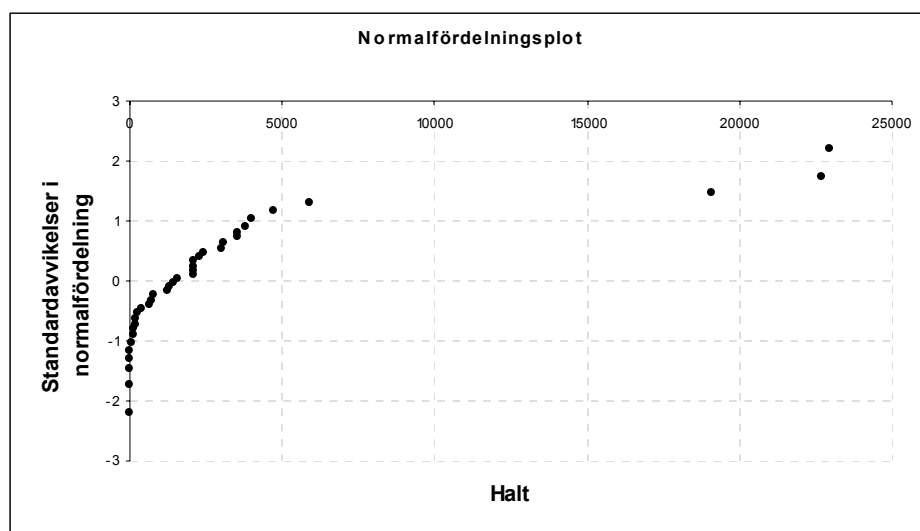
Medelvärde	6.074
Standardavvikelse	3.442

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	3296	1626556	71199
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	4935	428801	5277445
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	1657	61700	22587

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Dioxin i jord: Alla delområden (1 + 2 + 3)**Otransformerade data, x**

Antal data	63
Aritmetiskt medelvärde	4727
Median	1411
Standardavvikelse	9535
Variationskoefficient	2.017

Logaritmerade data, $y = \ln x$

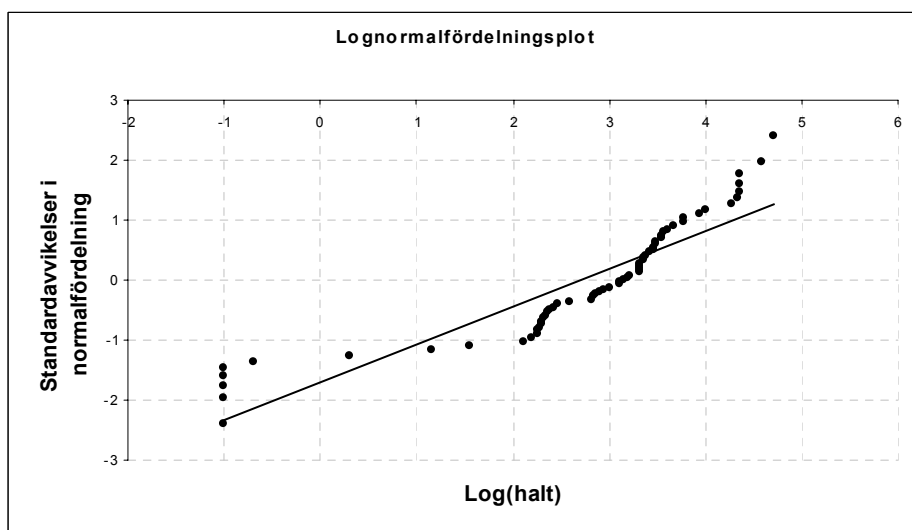
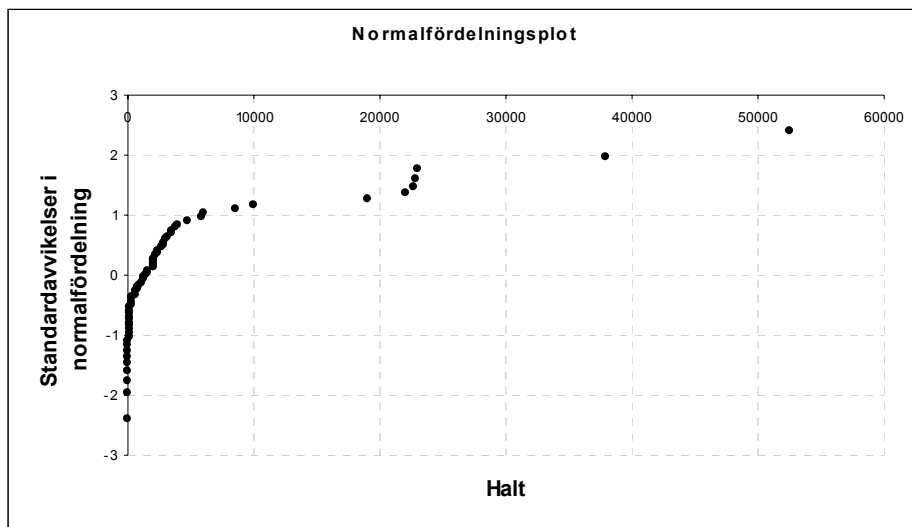
Medelvärde	6.273
Standardavvikelse	3.329

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	4727	135168	84204
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	6733	272291	1285972
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	2721	67099	31009

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Kvicksilver i vatten: Alla delområden (1 + 2 + 3)**Otransformerade data, x**

Antal data	20
Aritmetiskt medelvärde	24.60
Median	1.31
Standardavvikelse	55.17
Variationskoefficient	2.242

Logaritmerade data, $y = \ln x$

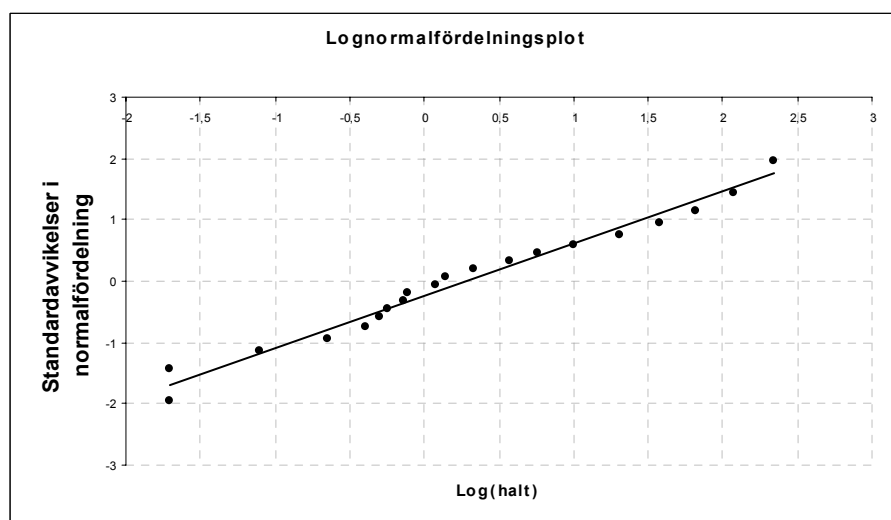
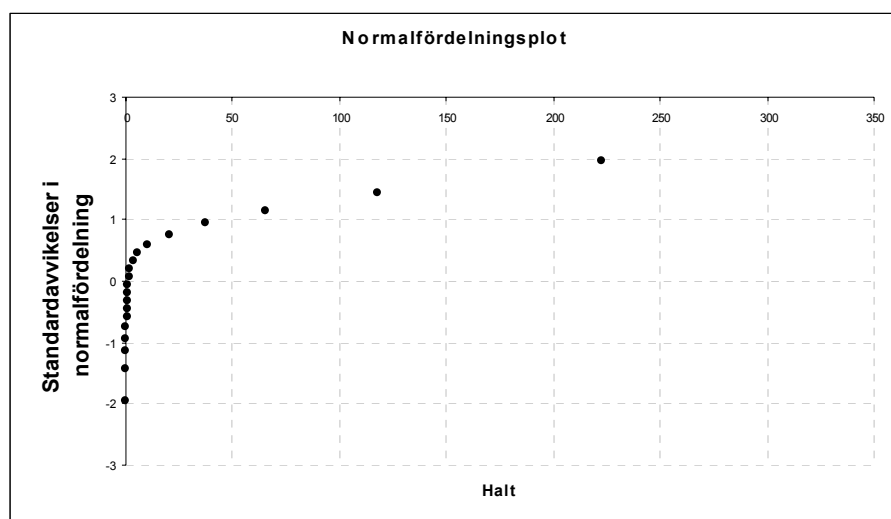
Medelvärde	0.6540
Standardavvikelse	2.667

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	24.60	67.33	37.76
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	45.94	188.8	1841
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	3.273	24.01	13.46

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

MVU = Minimum Variance Unbiased estimator



Kvicksilver i vatten: delområde 1 + 2**Otransformerade data, x**

Antal data	15
Aritmetiskt medelvärde	31.35
Median	2.15
Standardavvikelse	62.55
Variationskoefficient	1.995

Logaritmerade data, $y = \ln x$

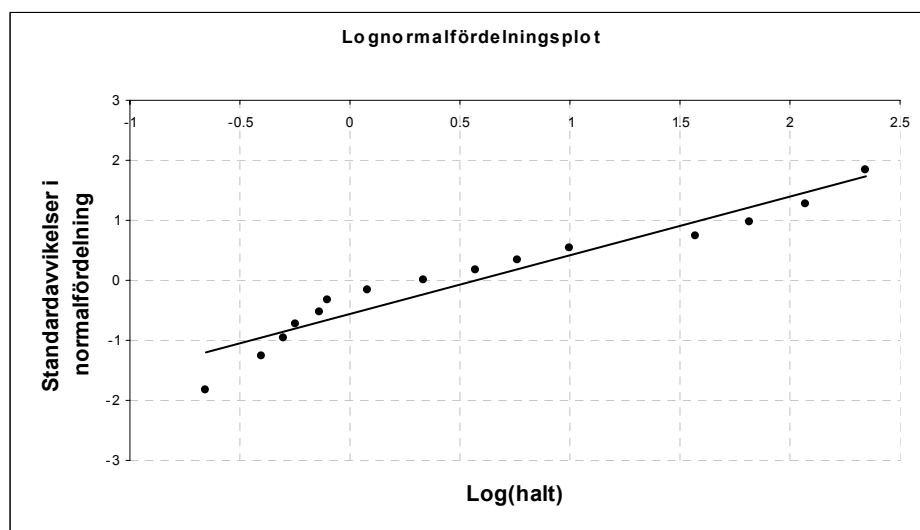
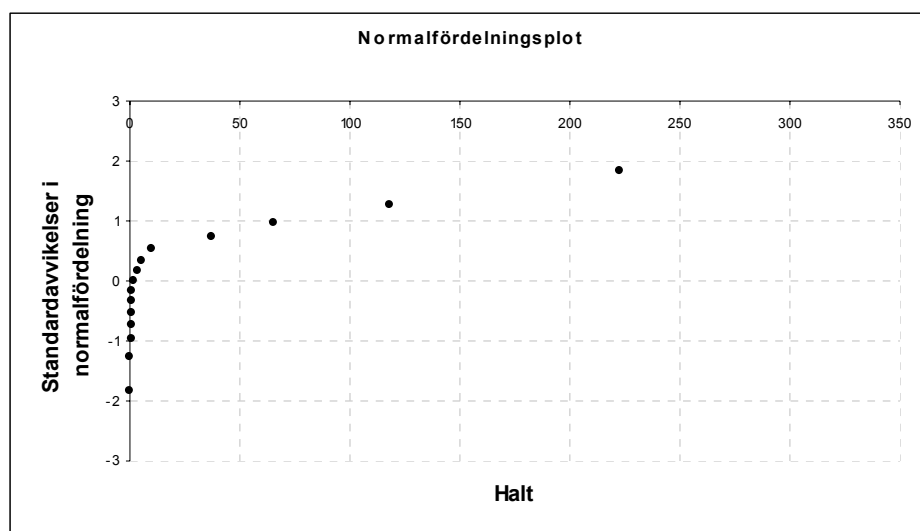
Medelvärde	1.340
Standardavvikelse	2.244

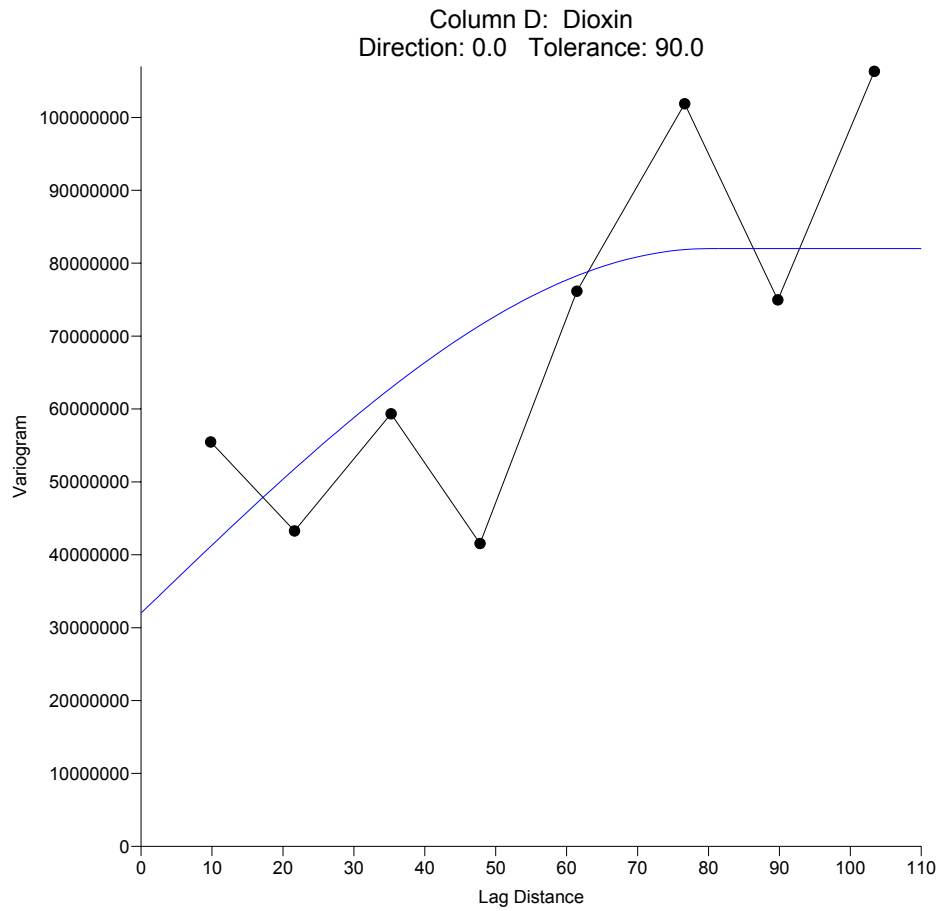
90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	31.35	47.33	30.82
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	59.80	131.3	977.1
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	2.903	17.06	12.03

MM = Method of Moments (standardmetod vid normalfördelning)

ML = Most Likelyhood

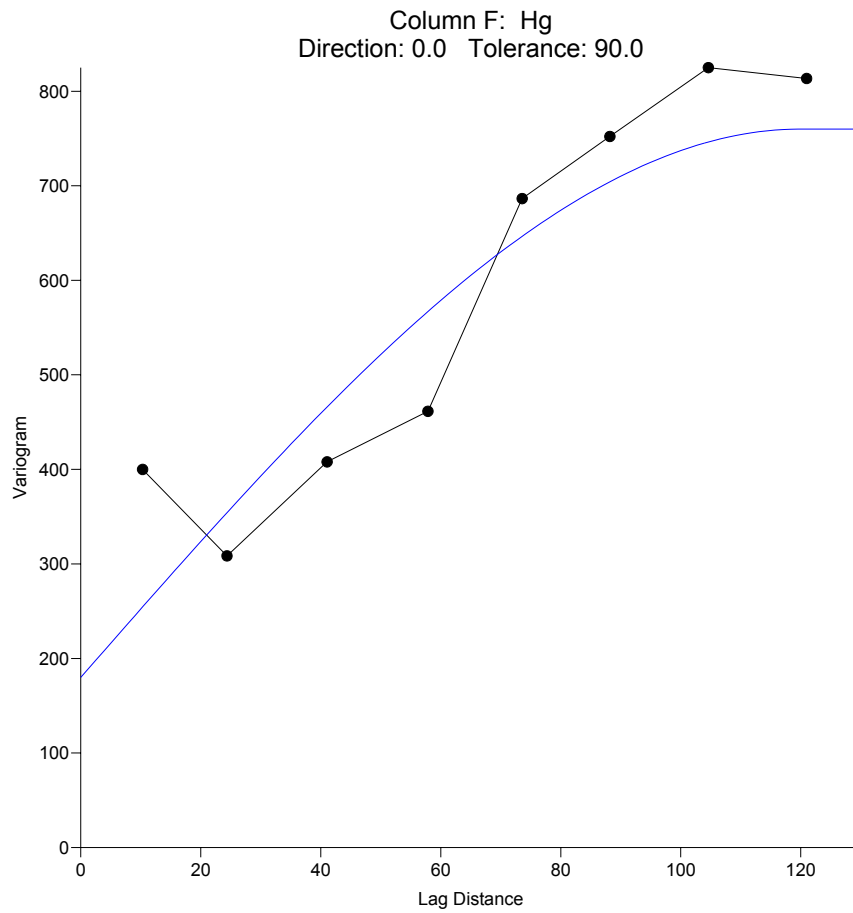
MVU = Minimum Variance Unbiased estimator





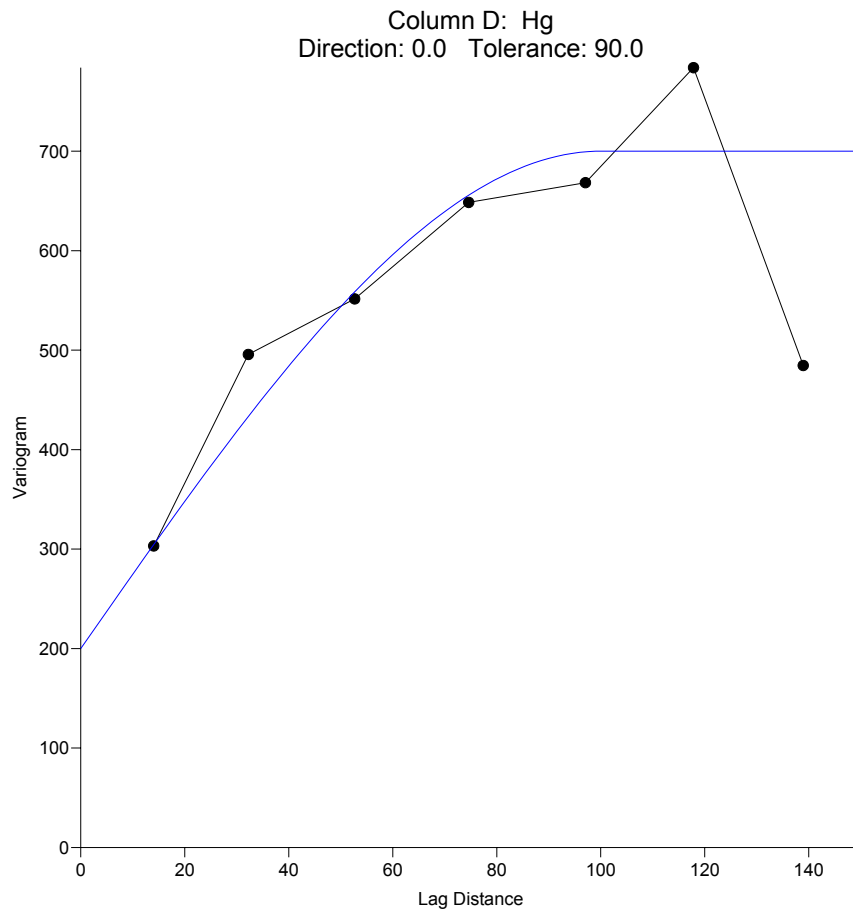
Variogram o variogrammodell - dioxin (0-4 m)

sill $5 \cdot 10^7 \text{ (ng/kg)}^2$
 nugget $3,2 \cdot 10^7 \text{ (ng/kg)}^2$
 range 80 m



Variogram o variogrammodell - kvicksilver (0-0,5 m)

sill 580 (mg/kg)²
nugget 180 (mg/kg)²
range 120 m



Variogram o variogrammodell - kvicksilver (0-6 m)

sill 500 (mg/kg)^2
nugget 200 (mg/kg)^2
range 100 m