

PROJEKTRAPPORT 1

MILJÖ- OCH HÄLSORISKBEDÖMNING SAMT ÅTGÄRDSUTREDNING



Rapport nr EKA 2002:15

Bengtsfors kommun

2004-02-20

Författad av

Marie Arnér, WSP Environmental¹
Bo Carlsson, Envipro²

¹ Miljökemi och miljöriskbedömning

² Projektering

SAMMANFATTNING

Under det senaste decenniet har flera undersökningar genomförts i anslutning till den nedlagda kloralkalifabriken (Elektrokemiska AB, EKA) i Bengtsfors kommun och ytvattenrecipienten Bengtsbrohöljen. Höga till mycket höga halter av föroreningar, främst kvicksilver och polyklorerade dibensofuraner och dibensodioxiner (dioxiner) har påträffats i mark, byggnader och sediment. Sedan hösten 2002 har undersökningar och utredningar utförts i syfte att komplettera och verifiera tidigare resultat för att erhålla underlag för projektering av efterbehandlingsåtgärder. Projektet finansieras med bidragsmedel från Bengtsfors kommun och Naturvårdsverket via Länsstyrelsen i Västra Götalands län. *Syftet* med föreliggande rapport är att, baserat på genomförda undersökningar och utredningar, översiktligt beskriva föroreningssituation och spridningsförutsättningar, redovisa miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning med preliminära kostnader.

Den totala *föroreningsmängden* i jord inom EKA-området uppskattas till ca 16 ton kvicksilver och ca 0,85 kg dioxiner. Föroreningarna förekommer både i ytlig och djupare belägen jord. De högsta kvicksilverkoncentrationerna (max ca 9 000 mg/kg TS) och den största mängden finns inom den utfyllda udden belägen vid kraftverkskanalen samt i anslutning till kloralkalifabriken. Förhöjda halter av dioxiner förekommer inom en större del av undersökningsområdet, med de högsta halterna (max ca 52 000 ng TEQ/kg TS) på udden och i vissa utfyllda delar öster om själva fabriksområdet. Höga halter av kvicksilver och dioxiner finns även i konstruktionsmaterial i vissa av kloralkalifabrikens lokaler. De högsta halterna av klorerade alifater från tidigare kemtvättsverksamhet, bl a PCE med nedbrytningsprodukter, har påträffats i grundvatten i anslutning till kloralkalifabriken med en spridningsplym mot Bengtsbrohöljen. En grov överslagsberäkning pekar på att mängden klorerade alifater i grundvatten kan uppgå till 1-10 ton. Kviksilver, PCE och vinylklorid har detekterats i inomhusluft i kloralkalifabriken. Förhöjda halter av andra tungmetaller och PAH-föreningar i jord och grundvatten påträffas huvudsakligen inom områden där koncentrationerna av dioxiner och kvicksilver är höga och bedöms inte vara dimensionerande för åtgärdernas inriktning eller omfattning. Redovisade åtgärdsalternativ reducerar även exponering, spridning samt föroreningsmängd av dessa ämnen.

Spridning via grundvatten till Bengtsbrohöljen bedöms dominera emissionerna av föroreningar från området och vara proportionell mot grundvattenflödet. Den årliga masstransporten beräknas till ca 0,4 kg kvicksilver och 6 mg TEQ kvicksilver. De högsta föroreningshalterna i grundvatten har generellt påträffats inom den utfyllda udden, men förhöjda halter finns inom andra delar av undersökningsområdet. Provtagning och utförda tester tyder på att mer än 90 % av den totala kvicksilvertransporten sker partikulärt. Detta bedöms även gälla för de svårslösliga dioxin- och PAH-föreningarna. I utförda tester sker en reduktion av metallkoncentrationerna med över 95 % vid passage genom partikelfilter. Genomförda tillgänglighetstester på jord visar låg lakbarhet för kvicksilver, medan konstruktionsmaterialet har väsentligt högre lakningsbenägenhet. Lakbarheten ökar vid sänkt pH eller redox-potential. Vid hög vattenföring i sjösystemet bedöms risken för erosion från de kraftigt förorenade strandnära områdena kunna öka väsentligt.

Föroreningshalterna i *Bengtsbrohöljens ytvatten* är låga och koncentrationsskillnaderna mellan in och utlopp är små. Inflödet av kvicksilver och dioxiner från uppströmskällor har beräknats till i storleksordningen 0,7 kg/år respektive 20 mg TEQ/år. Det är ca två respektive tre gånger mer än

beräknad tillförsel till sjön från EKA-området. Tillskottet från uppströmsområden kan härröra från naturlig bakgrund, historiska emissioner och utsläpp upplagrade i mark och sediment och från långväga lufttransporterade emissioner. Uppströms källor, t ex anläggning för kvicksilverbetning, historiskt luftburna föroreningar från EKA-fabriken och/eller nedlagda massafabriker, har identifierats men ej kvantifierats. Vid passage genom Bengtsbrohöljen indikeras ett nettotillskott av bly, koppar, kadmium kvicksilver och vissa polyklorerade dibensofuraner till vattenmassan. Den beräknade tillförseln av kvicksilver och dioxiner från EKA-området utgör 400 % respektive 50 % av nettotillskottet, vilket visar på behovet av åtgärder inom landområdet. Föroreningshalterna i Bengtsbrohöljens *sediment* är höga i relation till bakgrundshalter och de nivåer då negativa effekter på miljön förväntas. Föroreningshalterna i sediment avtar mot ytan, vilket indikerar en långsam förbättring av bottenförhållandena. Föroreningsmängderna i sjön har beräknats till ca 150 kg kvicksilver och 6 g dioxin och föroreningarna finns fördelade på en större yta. Det *akvatiska systemets* biologiska struktur (bottenfauna och fiskpopulationer) bedöms vara normalt och jämförbar med sjöar med lägre föroreningshalter i sediment. Miljöstörande effekter har dock noterats på subcellulär- och individnivå. Halterna av kvicksilver och dioxiner i analyserad abborre (15-20 cm) och öring underskrider Livsmedelsverkets gränsvärde för konsumtion. I analyserad större abborre (30 – 40 cm) överskrider Livsmedelsverkets gränsvärde för kvicksilver men inte för dioxiner.

Det finns i dagsläget *hälsorisker* vid vistelse inom området och i cellhallsbyggnaden p g a höga koncentrationer av framför allt kvicksilver och dioxiner. Inom stora delar av det aktuella området överskrider föroreningshalterna beräknade platsspecifika riktvärden för jord. Föroreningar sprids till Bengtsbrohöljen, vilket med tanke på de stora föroreningsmängderna är en process som kommer att pågå under mycket lång tid. Detta medför att miljö- och hälsorisker i dagsläget motiverar åtgärder inom landområdet. Flera potentiella skadehändelser, som kan leda till ökade exponeringsrisker och väsentligt ökad spridning med påföljande miljörisker i recipient och nedströms vattenområden, har identifierats. Exempel på skadehändelser är förändrad mark- och byggnadsanvändning, eftersatt underhåll av byggnader, brand, vägolyckor, ökad vattenföring med ökad erosion i strandområden och högre grundvattenflöde.

Projektets *åtgärds mål* är att långsiktigt och hållbart minska befintliga och potentiella miljö- och hälsorisker relaterade till EKA-området. Området ska kunna utnyttjas för rekreation och lättare industriändamål. För skydd av människors hälsa ska normal vistelse i området inte innebära någon hälsofarlig exponering för föroreningar i mark. Nuvarande och framtida spridning till Bengtsbrohöljen och vattensystemet nedströms ska reduceras. Åtgärderna i sig ska inte leda till ökade risker för förorenings spridning.

För att uppnå åtgärds målen avseende spridnings- och exponeringsreduktion erfordras *kombinationer av efterbehandlingsåtgärder*. Olika ambitionsnivå avseende graden av riskreduktion redovisas, bl a:

- Vertikala partikelbarriärer mot Bengtsbrohöljen för reduktion av spridning och spridningsrisk (via grundvatten, erosion och skadehändelser) under och efter åtgärd.
- Horisontella barriärer inom området för minskning av exponeringsrisken och infiltration.
- Rivning av cellhallsbyggnaden för eliminering av exponerings- och spridningsrisken.
- Dränerande diken bl a för reduktion av grundvattenflöde och därmed förorenings spridning.

- Urgrävning samt behandling/deponering av förorenade jordmassor för reduktion av föroreningskällan.
- Administrativa åtgärder för att förhindra oönskad förändring av markanvändning med påföljande exponerings- och spridningsrisker.
- Etablering av nya ledningsgator inom området för reduktion av exponeringsrisk vid markarbeten.

Föreslagna åtgärderna kan medföra vissa olägenheter samt miljö- och hälsorisker under entreprenaden och efter genomförda åtgärder. Under entreprenaden finns risk för damning, gasavgång (kvicksilver och PCE), störande lukt, buller och vattenburen spridning av föroreningar. Vissa av de tänkbara åtgärderna är också behäftade med risker som kan reducera effekten av åtgärden. Ett kraftigt minskat grundvattenflöde kan leda till ökad andel lösta ämnen p.g.a. anaeroba förhållanden eller nya jämviktsförhållanden. Tätningar eller dräneringar kan leda till förändringar i grundvattennivån och flödesriktning, vilket kan påverka spridningen av föroreningar. Dessa risker kan hanteras t ex genom att åtgärderna genomförs etappvis med uppföljande utvärdering.

Beroende på slutligt val av åtgärder och dess omfattning bedöms kostnaden för efterbehandling av EKA-området uppgå till storleksordningen 100 – 150 Mkr.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	8
2	OMRÅDET.....	9
2.1	Läge och avgränsning.....	9
2.2	Markanvändning.....	10
2.2.1	Tidigare verksamheter	10
2.2.2	Nuvarande verksamheter och markanvändning	10
2.2.3	Planerad markanvändning.....	10
2.3	Markförhållanden.....	10
2.4	Grundvattenförhållanden	11
2.5	Känslighet och skyddsvärde.....	12
2.6	Kultur- och industrihistoria.....	15
3	FÖRORENINGSSITUATIONEN.....	15
3.1	Inom området.....	15
3.1.1	Jord.....	15
3.1.1.1	Föroreningsmängder	15
3.1.1.2	Oorganiska ämnen	16
3.1.1.3	Organiska ämnen.....	16
3.1.1.4	pH och organisk halt.....	16
3.1.2	Grundvatten.....	17
3.1.2.1	Oorganiska ämnen	17
3.1.2.2	Organiska ämnen	18
3.1.2.3	pH, organisk halt och alkalinitet.....	18
3.1.3	Byggnader	19
3.1.3.1	Byggnadsmaterial	19
3.1.3.2	Luft.....	20
3.1.4	Utomhusluft	20
3.2	Lokala bakgrundshalter i jord	21
3.3	Sjösystemet	21
3.3.1	Bengtsbrohöljen	21
3.3.1.1	Ytvatten	21
3.3.1.2	Sediment.....	22
4	SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	24
4.1	Transport av föroreningar från området	24
4.2	Resultat av lakttest och filterförsök.....	25
4.2.1	Tillgänglighets-, skak- och kolonntest	25
4.2.1.1	Jord.....	25
4.2.1.2	Byggnadsmaterial	26
4.2.1.3	Sediment.....	26
4.2.2	Filterförsök.....	26
4.3	Föroreningsspridning i sjösystemet Lelång – Bengtsbrohöljen.....	27
4.3.1	Källor	27
4.3.2	Transport	28
4.3.3	Erosion	28
5	MILJÖ- OCH HÄLSORISKBEDÖMNING.....	29
5.1	Allmänt	29
5.2	Hälsoriskbedömning.....	29
5.2.1	Exponeringsberäkning - nuläge	30
5.2.2	Byggnader	33

5.2.3	Sediment och ytvatten.....	33
5.2.4	Intag fisk	34
5.2.5	Bevattning	37
5.2.6	Platsspecifika riktvärden.....	37
5.2.7	Akuta hälsoeffekter	38
5.3	Miljörisksbedömning	39
5.3.1	Inom området.....	39
5.3.2	Bengtsbrohöljen	39
5.3.2.1	<i>Ytvatten och sediment</i>	<i>39</i>
5.3.2.2	<i>Bottenfauna.....</i>	<i>40</i>
5.3.2.3	<i>Fisk</i>	<i>41</i>
5.3.2.4	<i>Övervägande avseende åtgärder i Bengtsbrohöljen</i>	<i>42</i>
6	POTENTIELLA MILJÖ- OCH HÄLSORISKER.....	43
7	FÖRSLAG TILL ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	44
7.1	Skydd av människors hälsa.....	44
7.2	Skydd av omgivande miljö	44
8	ÅTGÄRDSUTREDNING.....	45
8.1	Allmänt	45
8.2	Barriärer.....	51
8.2.1	Allmänt	51
8.2.2	Funktionsmål barriärer.....	51
8.2.3	Kravspecifikation barriärer	52
8.2.4	Övervägda horisontella barriärer	52
8.2.5	Övervägda vertikala barriärer	55
8.2.6	Kostnader för barriärer.....	63
8.2.7	Kombinationer av barriärer.....	64
8.3	Sanering och rivning av byggnader.....	65
8.3.1	Allmänt	65
8.3.2	Funktionsmål byggnader.....	65
8.3.3	Kravspecifikation byggnader	65
8.3.4	Exempel på utförande vid rivning av byggnader och installationer.....	66
8.3.5	Kostnader för sanering och rivning.....	67
8.4	Uppgrävning av kontaminerade massor.....	67
8.4.1	Allmänt	67
8.4.2	Funktionsmål uppgrävning	68
8.4.3	Kravspecifikation	68
8.4.4	Exempel på utförande för uppgrävning av kontaminerade massor.....	68
8.4.5	Konsekvenser av ökning/minskning i mängden uppgrävda kontaminerade massor.....	70
8.4.6	Kostnader för uppgrävning	72
8.5	Upptagning av sediment	73
8.5.1	Allmänt	73
8.5.2	Funktionsmål sediment	73
8.5.3	Kravspecifikation	73
8.5.4	Exempel på upptagning av sediment	74
8.5.5	Kostnader för upptagning av sediment	74
8.6	Behandling av förorenade massor, byggnadsmaterial och sediment	75
8.6.1	Allmänt	75
8.6.2	In-situ-behandling	75
8.6.3	Behandling on-site eller ex-site	76
8.6.4	Funktionsmål behandling.....	77

8.6.5	Kravspecifikation behandling	77
8.6.6	Exempel på behandlingsmetoder av förorenade massor, byggnadsmaterial och sediment	77
8.6.7	Kostnader för behandling	78
8.7	Deponering	79
8.7.1	Allmänt	79
8.7.2	Funktionsmål deponering	80
8.7.3	Kravspecifikation deponering	80
8.7.4	Alternativa platser för deponering	81
8.7.5	Deponeringskostnader	82
8.8	Administrativa åtgärder för området	84
8.9	Diskussion kring omfattningen av åtgärder och kostnader	84
8.9.1	Åtgärdsnivå 1 - Miljöriskområde	85
8.9.2	Åtgärdsnivå 2 - Minimalalternativ	85
8.9.3	Åtgärdsnivå 3a och 3b	86
8.9.4	Åtgärdsnivå 4 och 5	87
8.9.5	Åtgärdsnivå 6	87
8.9.6	Åtgärdsnivå 7	87
8.10	Risker med åtgärder	87
8.10.1	Risker och skyddsåtgärder under entreprenadarbetena	87
8.10.2	Risker efter åtgärder och metoder att minska riskerna	88
9	REFERENSER	91

Bilaga 1	Sammanställning av utförda undersökningar och utredningar inom EKA-projektet.
Bilaga 2	Underlag miljö- och hälsoriskbedömning, inklusive
	Bilaga 2:1 Sammanfattande statistik, analyser av jordprov.
	Bilaga 2:2 Platsspecifika riktvärden för jord.
	Bilaga 2:3 Referenskoncentrationer, sammanvägt hälsobaserat riktvärde, ekotoxikologiska riktvärden (on site och off site).
	Bilaga 2:4 Beräkning av hälsobaserat riktvärde för hudexponering av sediment

1 INLEDNING

I anslutning till den nedlagda kloralkalifabriken i Bengtsfors kommun (EKA-området) har höga till mycket höga halter av föroreningar, främst kvicksilver och polyklorerade dibensofuraner och dibensodioxiner (dioxiner) påträffats i mark, byggnader och sediment. Inom EKA-området har även polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och tetrakloreten (perkloretylen, PCE) påträffats.

Under det senaste decenniet har flera undersökningar genomförts inom EKA-området och den angränsade sjön Bengtsbrohöljen (se bl a Sundberg & Hammar 1996; Sundberg *et al* 1998; Elert *et al* 2000; Elert & Fanger 2001). Sedan hösten 2002 har undersökningar och utredningar utförts i syfte att komplettera och verifiera tidigare resultat för att erhålla underlag för projektering av åtgärder. En förteckning av genomförda utredningar och undersökningar återfinns i Bilaga 1. Projektet finansieras med bidragsmedel från Bengtsfors kommun och Naturvårdsverket via Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Syftet med föreliggande Projektrapport Del 1 (EKA 2002:15) är att:

- Översiktligt ge en bakgrund till och beskrivning av området (historisk och nuvarande verksamhet, mark- och grundvattenförhållanden, föroreningsituationen, spridningsförutsättningar).
- Redovisa miljö- och hälsoriskbedömningen.
- Presentera åtgärdsalternativ och preliminära kostnader.

I Projektrapport Del 2 (EKA 2002:18) kommer en värdering av åtgärdsalternativen m a p miljö- och hälsorisker, tekniska, ekonomiska samt samhällseliga aspekter att redovisas.

Sammanfattningsvis kan, liksom i den tidigare miljö- och hälsoriskbedömningen, konstateras att hälsorisker inom området p g a höga föroreningshalterna i jord, vissa byggnader och grundvatten samt risken för spridning till Bengtsbrohöljen bedöms vara styrande för val och omfattning av åtgärder (Elert *et al* 2000; Elert & Fanger 2001). Tillkommande information som har påverkat riskbedömningen och åtgärdsalternativ är bl a:

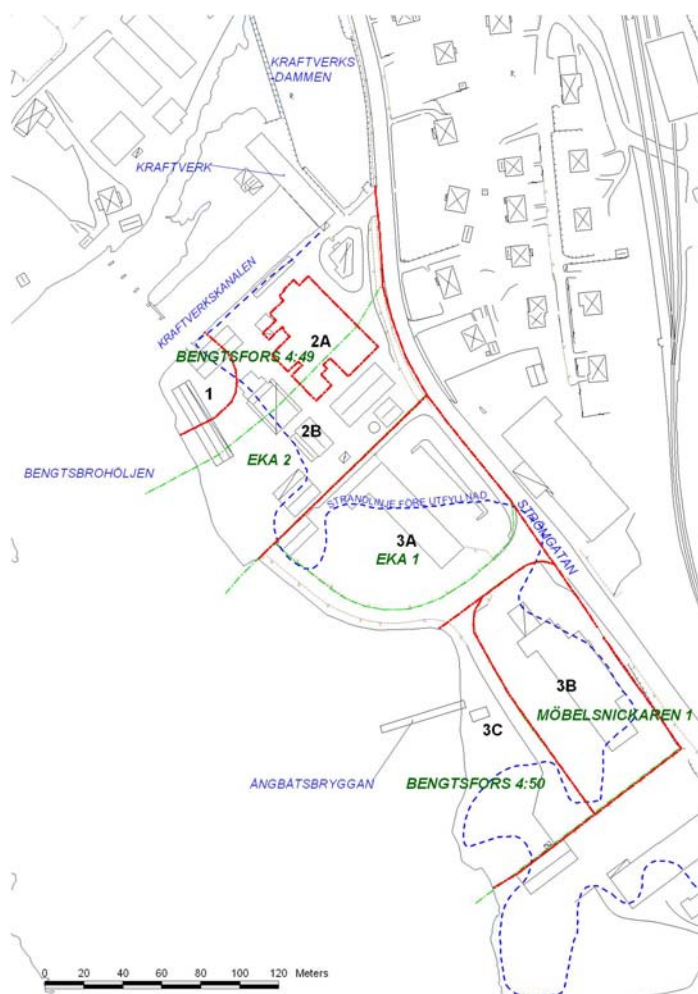
- Identifikation av potentiella skadehändelser som väsentligen kan öka risken för spridning av föroreningar från EKA-området, t ex brand och erosion.
- Det förorenade områdets utbredning och föroreningsmängder är större än vad som tidigare antagits, särskilt med avseende på dioxin i jord, klorerade organiska föroreningar i grundvatten samt kvicksilver i grundvatten.
- Cellhallen, del av EKA-fabrikens produktionsanläggning, är mer förorenad än vad som tidigare har varit känt, både avseende mängd och koncentration av föroreningar i byggnadsmaterial och inomhusluft. Kviksilvret i byggnadsmaterial är därutöver lättlakat.
- Bedömning av de hydrogeologiska förhållandena inom området har modifierats, bl a bedöms grundvattenflödet genom förorenad mark vara större och påverkan av vattenståndsvariationer i Bengtsbrohöljen mindre än vad som tidigare modellering visat.
- Kompletterande information om fyllningens och byggnadsmaterialets lakningsegenskaper har inkluderats i riskbedömningen.
- Resultat som visar en kraftig reduktion av föroreningshalten i grundvatten vid passage genom filter har varit vägledande för utformning av vissa åtgärdsalternativ.

2 OMRÅDET

2.1 LÄGE OCH AVGRÄNSNING

EKA-området ligger i en nord-sydlig sprickdal på nordöstra sidan av sjön Bengtsbrohöljen. Undersökningsområdet begränsas i norr av sjön Lelångens kraftverksdamm, i öster av väg 172 (Strömgatan) och i söder av fastighetsgränsen mellan Möbelsnickaren 1 (bussgaraget), Bengtsfors 4:50 och fastigheten Möbelsnickaren 3 (Figur 1.1). Åtgärdsområdet har avgränsats utifrån information om föroreningsutbredning och gräns för utfyllnad av den gamla strandlinjen. I väster ligger sjön Bengtsbrohöljen. Område 3B, liksom bostadsfastigheten omedelbart nordost om område 2, ingår inte i projektet, men har delvis ingått i EKA-projektets utredningar.

Undersökningsområdet är relativt flackt. I norra delen, invid kraftverksdammen är marknivån som högst (ca 94,4 m ö h) och den lägsta delen återfinns vid Ångbåtsbryggan (ca 90,5 m ö h). Sjön Lelång har en vattennivå kring ca 93 m ö h och vattennivån i den reglerade Bengtsbrohöljen är ca 89 m ö h. Öster om Strömgatan höjer sig ett bergsområde (Majberget) till drygt 160 m ö h. Nivåer i föreliggande rapport är angivna i Bengtsfors lokala höjdsystem som ligger 0,958 meter under riksnätet (RH70).



Figur 1.1. Undersökningsområdet, med fastighetsbeteckningar och ungefärligt läge för ursprunglig strandlinje.

2.2 MARKANVÄNDNING

2.2.1 Tidigare verksamheter

I norra delen av det aktuella området etablerade Elektrokemiska AB (EKA) 1897 ett kraftverk och en kloralkalifabrik (område 1 och 2, område 2A kloralkalifabriken) (EKA 2003:16). Driften av kloralkalifabriken ledde till utsläpp av främst kvicksilver och dioxiner. Kvicksilver- och dioxinhaltigt slam tippades troligtvis vid den nordvästra udden av EKA-området. Det kan inte uteslutas att slam tippats även inom andra delar av området. År 1924-25 flyttades den elektrokemiska verksamheten till Bohus. Kraftverksverksamheten fortsatte under namnet Bengtsfors Kraft- och Industri AB.

Mellan 1955 och 1976 drev Bengtsfors Kem kemtvätt i kloralkalifabriken tidigare lokaler. Verksamheten bedöms ha orsakat de föroreningar av klorerade lösningsmedel som finns på EKA-området.

Bengtsfors Sågverks AB, bedrev sågverk med träimpregneringsverksamhet inom området, bl a i kloralkalifabriken tidigare lokalerna. Verksamheten, som troligen pågick till 1977, kan ha gett upphov till förhöjda halter av bl a PAH-föreningar som noterats inom området.

En rad andra verksamheter, bl a ett bageri, har också funnits inom området.

2.2.2 Nuvarande verksamheter och markanvändning

Det aktuella området utnyttjas för industri och handel. Bengtsfors Trä AB (tidigare Bengtsfors Sågverks AB) driver byggvaruhandel i EKA:s tidigare lokaler. Bolaget hyr lokalerna av Bengtsfors Kraft och Industri AB. I den mellersta delen av området driver Vexia AB sedan 1980-talet, bilförsäljning och verkstad (område 3A). I den södra delen finns ett bussgarage (område 3B), båtuppläggningsplats och Ångbåtsbrygga (område 3C).

Två bensinstationer finns längs Strömgatan varav en omedelbart öster om området och den andra inom område 3B. I anslutning till områdets norra del finns ett bostadshus.

2.2.3 Planerad markanvändning

Efter åtgärder planeras området kring den gamla EKA fabriken att omvandlas till parkområde med möjlighet att skapa en tilltalande parkmiljö med gång- och cykelväg som förbinder de östra och västra stadsdelarna.

Inga förändringar är kända för övriga verksamheter inom området, med undantag för en planerad utbyggnad av Vexias lokaler (bilhandeln inom område 3A).

I området omedelbart söder om EKA-området har kommunen planer på ändrad vägsträckning.

2.3 MARKFÖRHÅLLANDEN

De naturliga jordarterna inom området består framför allt av morän. Moränen är sandig-grusig, men även siltig morän förekommer i skikt över hela området. I moränen förekommer en hel del sten och block. Berg har påträffats ca 10 m u my⁴ på östra sidan om Strömgatan. Inom EKA-området

⁴ m u my = meter under markyta

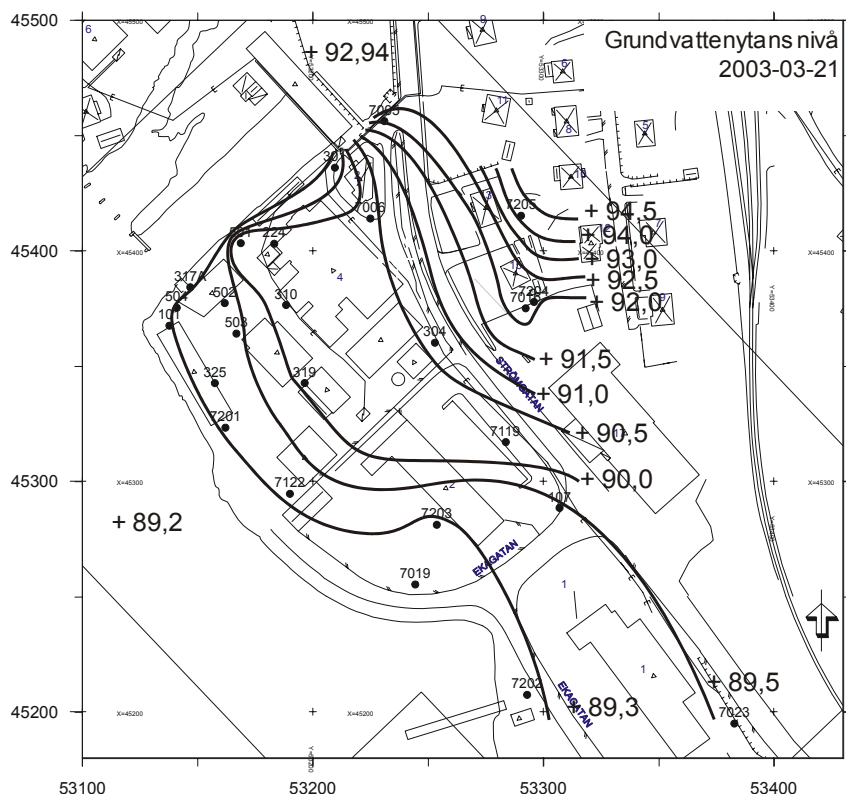
bedöms djupet till berg variera från 20 m (Strömgatan) till 40 m (Bengtsbrohöljen). I sydöstra delen av område 3B har berg påträffats ca 3 m u my.

En stor del av undersökningsområdet har fyllts ut sedan slutet av 1870-talet (Figur 1.1). Fyllningen härrör till del av material från EKA-fabriken, men det kan inte uteslutas att material har tillförts från okända externa källor. Sandig-grusig fyllning, rik på sten och block, täcker i stort hela undersökningsområdet. Sprängsten förekommer runt Vexia (bilhandeln, 3A), ångbåtsbryggan (3C) och längs strandkanten. Från nordvästra udden (område 1) och i ett stråk söderut finns fyllning med organiskt material (bark och sågspån). Område 1 är utfyllt med restprodukter från kloralkalifabriken. Fyllningens djup varierar från över 7 m vid ångbåtsbryggan och Vexia, ca 5 m vid EKA-udden till någon halvmeter i de östra delarna av området.

Enligt uppgift har urschaktade massor från bussgarageområdet (3B, Figur 1.1) används för utfyllnad av strandområden söder om det aktuella landområdet.

2.4 GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN

Området ligger i den nedre delen av ett avrinningsområde som avgränsas av vattendelare belägna på höjdpartierna i öster samt Bengtsbrohöljen och Lelången i väster och norr (Figur 1.1). De högre partierna öster om Strömgatan består huvudsakligen av morän och i viss mån berg. De hydrauliska förhållandena är heterogena och den hydrauliska konduktiviteten varierar över ett relativt stort intervall (från 10^{-3} – 10^{-5} m/s som medelvärde för fyllning till 10^{-7} m/s för djupare liggande morän) (EKA 2002:1; EKA 2002:3). Grundvattennivåerna varierar mellan 89,3 och ca 91 m ö h inom området (Figur 2.1). Grundvattnets strömningsriktning är vinkelrät mot de interpolerade grundvattennivåerna, men lokala avvikelser p g a skillnader i markens heterogena egenskaper kan förekomma.



Figur 2.1. Interpolerade grundvattennivåer 2003-03-21 (Bengtsfors lokala höjdsystem). Grundvattnets strömningsriktning är vinkelrät mot nivåerna.

Grundvattenströmningen från undersökningsområdet beräknas uppgå till ca 21 000 m³/år. En stor del av detta flöde bedöms strömma in i området från omkringliggande högre partier. En ansenlig del, ca 8 000 m³/år, bedöms induceras av nivåskillnaderna mellan Lelången och Bengtsbrohöljen. Snabb nivåhöjning i Bengtsbrohöljen kan orsaka kortvarig inströmning av sjövattnet i de mest strandnära områdena. Bidraget bedöms dock försumbart i relation till det totala flödet.

Medelvattenföringen genom kraftverksdammen uppgår till 20 m³/s.

2.5 KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE

Området har under lång tid utnyttjats för industriändamål som generellt klassificeras som mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket 1997). Direkt norr om EKA-området finns en bostadsfastighet där markanvändningen bedöms som känslig.

Det historiska ursprunget (till delar utfyllt område) och användningen för industriändamål medför att miljöns skyddsvärde inom området bedöms som lågt i nuläget. Skydds- och naturvärdet inom planerade nyanlagda parkområden bedöms som lågt, däremot ökar känsligheten vid omformning av området till parkområde.

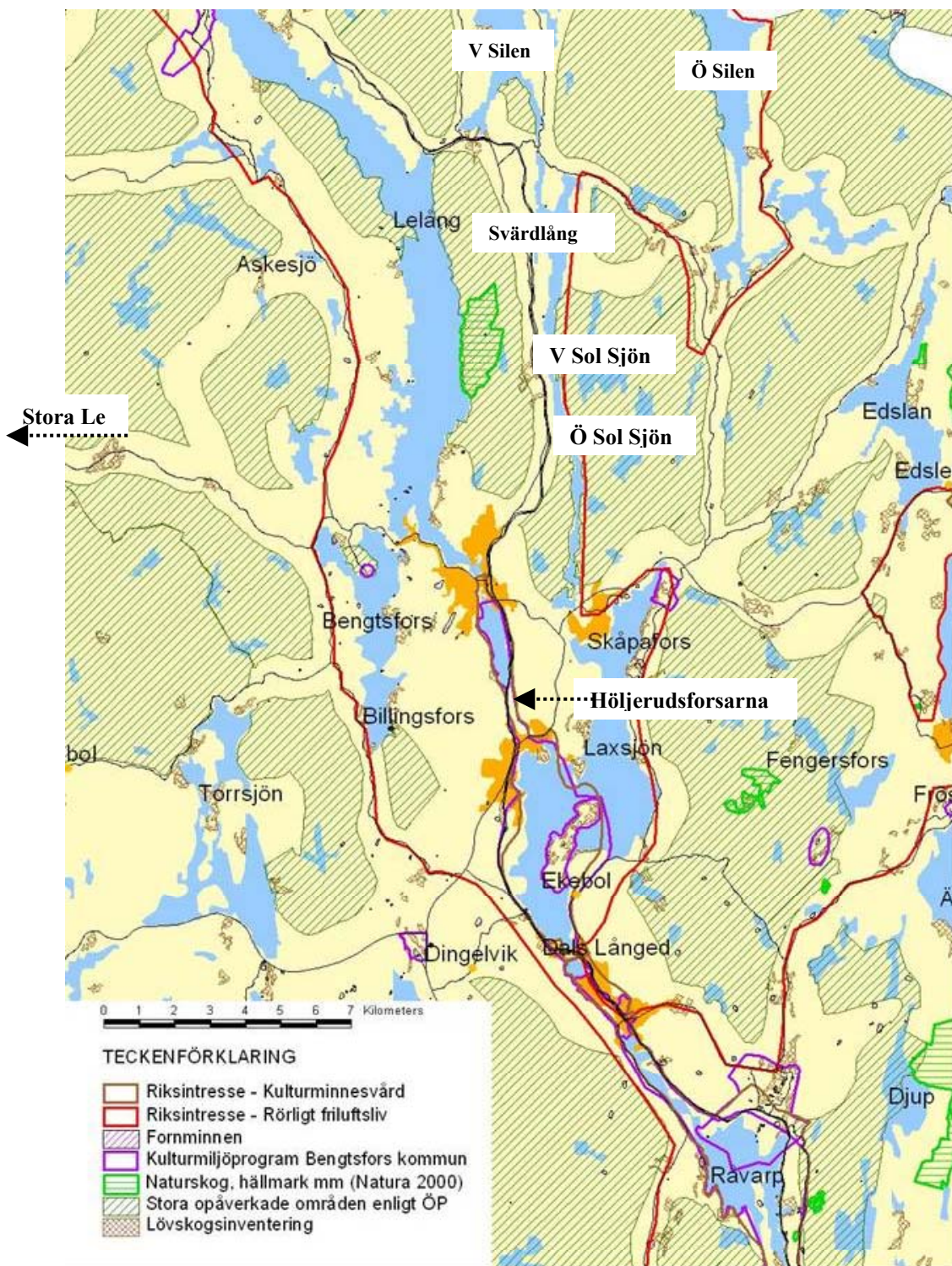
Bengtsbrohöljen är belägen i Upperudsälvens avrinningsområde (Olsson 1993) (Figur 2.2). EKA-området och Bengtsbrohöljen utgör riksintresse för friluftslivet och kulturmiljövården (3 kap 6 § miljöbalken) och områdena skall därför så långt som möjligt skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada natur- eller kulturmiljön. Bengtsbrohöljen ingår vidare i området Dalsland –

Nordmarken, som i sin helhet utgör riksintresse med hänsyn till natur- och kulturvärden (4 kap 1 § miljöbalken).

Skyddsvärdet för Bengtsbrohöljen och nedströms vattenområden bedöms högt. Bengtsbrohöljen rinner ut till Laxsjön via en kilometerlång älv. Den övre delen av denna, Höljerudsforsarna, är oreglerade och avsatta som naturreservat. Reservat finns även vid Egersknatten, väster om Svärdlången och Skärbo, öster om Laxsjön. Höljerudsforsarna är värdefulla ur naturvårdssynpunkt bl a beroende på att de är lek- och uppväxtområde för insjööring och en av länets få oreglerade forssträckor av betydelse.

Upperudsälven är ett försurningskänsligt vattensystem med låg alkalinitet. Omfattande kalkningsinsatser har skett från 1980-talet och framåt, f a i Foxen/Stora Le samt Lelångens och Silensjöarnas tillrinningsområden. Alkaliniteten är högre i de nedre delarna av sjösystemet (från Laxsjön och nedströms).

Den historiska och pågående föroreningsspridningen har medfört höga föroreningshalter i Bengtsbrohöljen. Undersökningar av bottenfaunan visar på höga naturvärden i Bengtsbrohöljen. Fiskfaunan betraktas som normal för en djup och relativt näringsfattig sjö som Höljen.



Figur 2.2. Del av Upperudsälvens avrinningsområde. Riksintressen för kulturminnesvård och rörliga friluftslivet samt andra områden av naturintresse, se teckenförklaring.

2.6 KULTUR- OCH INDUSTRIHISTORIA

Dalslandskanalssystemet, och delområdet runt kraftverksområdet är av riksintresse för kulturminnesvården. Etableringen av EKA har haft stor betydelse för Bengtsfors utveckling och är därför även av lokalt industri- och kulturhistorisk intresse. Enligt Thomas Engels, Länsstyrelsen i Västra Götaland kan området karaktäriseras på följande sätt:

”Under åren före sekelskiftet hade Bengtsfors ett industriellt bra läge, vatten och kommunikationer. På platsen anlades ett för tiden helmodernt kraftverk som blev förutsättningen för de många industrier som kom att följa efter Elektrokemiska Aktiebolaget som lät bygga lokalerna i direkt anslutning till vattnet. De var tidstypiskt byggda av tegel med ett enkelt formspråk. Endast taket med sin höga resning och fasadmateriell skvallrar om att det är en industribyggnad. Genom att byggnaderna i sen tid använts för helt nya ändamål har till och ombyggnader skett i stor utsträckning, Dessa har dock skett på ett sådant sätt att den ursprungliga byggnadskroppen fortfarande är klart synlig”.

Inför planerade åtgärder föreslås att en detaljerad kulturhistorisk dokumentation av område och byggnader genomförs. Inledande kontakter har tagits med Länsstyrelsen i Västra Götaland och Hembygdsföreningen i Bengtsfors. Framtagande av informationstavla, utställning och/eller modell av området har diskuterats för att efter åtgärder kunna informera om kultur- och industrimiljö, genomförda saneringsåtgärder och kvarvarande föreningar.

3 FÖRORENINGSSITUATIONEN

3.1 INOM OMRÅDET

3.1.1 Jord

Uppmätta max-, median- och medelhalter samt 90:e percentilen⁵ i jord för analyserade metaller, PAH-föreningar och dioxiner redovisas i Bilaga 2:1. Föroreningsutbredningen är inte avgränsad i detalj i plan och profil då det i det heterogena fyllnadsmaterialet skulle fordras en väsentligt större insats (och kostnad) för provtagning och analyser, framför allt avseende dioxiner.

3.1.1.1 Föroreningsmängder

Den totala föroreningsmängden i jord uppskattas till ca 16 ton kvicksilver och ca 0,85 kg dioxiner, vilket är mer än vad tidigare beräkningar visat (ca 6 ton respektive 0,4 kg)(EKA 2002:2; Elert *et al* 2000). Förutom inom den högkontaminerade EKA-udden (område 1), har inget samband mellan utbredningen av kvicksilver och dioxin kunnat visas. En grov överslagsberäkning pekar på att mängden klorerade alifater uppgår till 1-10 ton.

Baserat på historisk information, har en mycket grov skattning gjorts av mängden kvicksilver som kan ha medföljt det slam som bildades under produktionen (EKA 2002:14). Uppskattningsvis kan under den 20-åriga driftstiden mellan 10 – 70 ton kvicksilver ha funnits i slammet. Vid flytten av kloralkalifabrikens verksamhet till Bohus, bokfördes värdet av Bengtsforsfabrikens kvicksilver. Utifrån historisk information om kvicksilverpriser, har mängden kvicksilver som fanns vid nedläggningen beräknats till ca 5 ton (EKA 2002:14).

⁵ Den koncentration som 90% av analyserade prover underskrider.

3.1.1.2 Oorganiska ämnen

Ca 85 % av kvicksilvermängden bedöms finnas inom EKA-udden (område 1) och i marken under den f d cellhallen (område 2A). Inom dessa områden har kvicksilverhalter högre än 4 000 mg/kg TS uppmätts i ytnära jord (Figur 3.1). Förekomst av kvicksilver i fri fas kan misstänkas i anslutning till cellhallen. Den högsta rapporterade koncentrationen är 9 039 mg/kg TS. Höga halter av kvicksilver i ytnära jord förekommer huvudsakligen inom område 1 och 2. I anslutning till bostadshuset har kvicksilverhalter i nivå med riktvärdet för MKM⁶ uppmätts.

Noterbara halter av andra oorganiska ämnen (framför allt bly och koppar) har påträffats i jord vid den högkontaminerade udden. Halterna ligger i de flesta fall under humantoxikologiska riktvärden för MKM. Platina, som användes i kloralkalifabriken, har inte påträffats över analysens rapporteringsgräns (3 mg/kg TS).

Undersökning av föroreningshalt i olika kornstorleksfraktioner i tre prover indikerar högre metallhalter i finmaterial (mindre än 0,063 mm). Motsvarande resultat erhöles inte för dioxiner och PAH-föreningar.

3.1.1.3 Organiska ämnen

Av undersökningarna framgår att höga halter av dioxiner kan påträffas inom en större del av undersökningsområdet (Figur 3.1), men bedöms koncentrerade till utfyllnadsområden och därmed huvudsakligen avgränsade av den ursprungliga strandlinjen (EKA 2002:2; EKA 2003:4). Förhöjda halter har dock påträffats inom ej utfyllda delar av område 2. De högsta halterna, högre än 10 000 ng TEQ⁷/kg, har påträffats inom område 1, 2 och 3A. Den högsta rapporterade koncentrationen är 52 600 ng TEQ/kg TS. Höga dioxinhalter har påträffats i ytliga jordprover över ett större område jämfört med kvicksilver. I samlingsprov taget vid bostadshuset uppmättes dioxinhalterna strax under MKM.

Den relativa sammansättningen av analyserade dioxin- och furanföreningar skiljer mellan olika provpunkter inom undersökningsområdet, vilket medför att andra föroreningskällor inte kan uteslutas. Huvuddelen av dioxinföreningen bedöms dock härröra från verksamheten vid kloralkalifabriken.

Höga halter av cancerogena PAH-föreningar har uppmätts i utfyllda delar av område 3A (högre än 100 mg/kg TS). PAH-halterna i analyserade ytliga prover ligger, med något undantag, under det generella MKM-riktvärdet eller ”normala” bakgrundshalter i tätort. Halterna av analyserade PCB- och monoaromatiska föreningar låg under rapporteringsgränsen. Tyngre oljekolväten har påträffats i halter under eller i nivå med MKM (Naturvårdsverket 1998). Vid organiska screeninganalyser, riktade mot pesticider och träskyddsmedel, har inga ”nya” föroreningstyper påträffats.

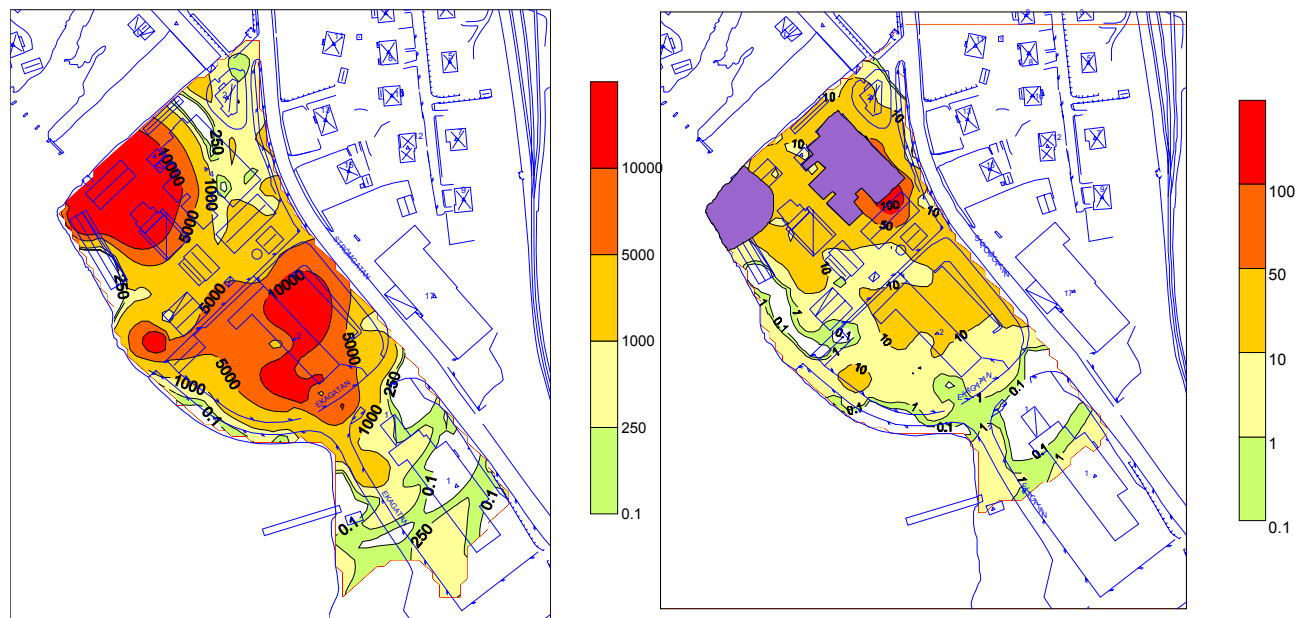
3.1.1.4 pH och organisk halt

I analyserade prover varierar pH mellan 5,8 och 12,1, med ett medianvärde på 7,6. De högsta pH-värdena har påträffats i anslutning till de tidigare klorkamrarna, i övrigt bedöms uppmätta pH-

⁶ Mindre känslig markanvändning, utan grundvattenuttag (Naturvårdsverket 1996).

⁷ Toxiska ekvivalenter, beräknade enligt Kutz *et al* 1990.

värden som normala för fyllningsjord. Halten organiskt kol varierar mellan 0,1 och 6,8 % av torrsubstanshalten (median 1,3 %).



Figur 3.1. Utbredning av dioxiner (0-4 m) (vänstra bilden) och kvicksilver (0-6 m) (högra bilden) i undersökningsområdet. Enhet ng TEQ/kg TS respektive mg/kg TS. Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning för dioxiner och kvicksilver är 250 ng TEQ/kg TS respektive 7 mg/kg TS. Lila områden i den högra bilden betecknar de mycket höga kvicksilverhalter som påträffats inom område 1 och 2A. Se text och EKA 2002:2 och 2003:16 för mer information.

3.1.2 Grundvatten

3.1.2.1 Oorganiska ämnen

Höga kvicksilverhalter har uppmätts både inne på EKA-tomten och i östra kanten av undersökningsområdet ($<0,02 - 223 \mu\text{g/l}$ i dekanterade prover) (EKA 2002:2). Inom område 1 och 2 har kvicksilverkoncentrationer över Naturvårdsverkets bedömning för mycket allvarligt tillstånd påträffats i fem grundvattenrör (Naturvårdsverket 1999a). Hög halt kvicksilver har även uppmätts inom områden där halterna i jord inte är anmärkningsvärt höga (område 3C). I kompletterande provtagning var dock halten under rapporteringsgränsen (EKA 2003:16). I filtrerade prover är halterna låga, i flera fall under rapporteringsgränsen, vilket tyder på att kvicksilver huvudsakligen förekommer partikelbundet.

I tidigare undersökningar har huvudsakligen filtrerade prover analyserats, vilket medför att halterna i den senast rapporterade undersökningen där dekanterade prover analyserats, generellt sett är högre (EKA 2002:2).

Metylkvicksilver i halterna $0,06 - 9,3 \text{ ng/l}$ har påträffats i analyserade grundvattenprover. Andelen metylkvicksilver uppgick till $0,3 - 2 \%$ av totalhalten. Som jämförelse kan konstateras att andelen i atmosfärisk depositionen uppgår till ca. $1,5 \%$ (EKA 2002:6).

Halterna av övriga analyserade metaller är generellt låga till måttliga, men höga halter av framför allt bly och koppar, kadmium och zink kan förekomma inom område 1 och 2 samt i undersökningsområdets östra del (EKA 2002:2). Uppmätta maxhalter överskrider för dessa metaller kanadensiska ytvattenkriterier (CCME 2002), medan medianhalterna i grundvattnet ligger under dessa kriterier eller under rapporteringsgränsen.

3.1.2.2 *Organiska ämnen*

Dioxiner har påvisats i 7 av 23 provtagna grundvattenrör, med de högsta halterna inom område 1 (EKA-udden). Furaner, som är typiska för kloralkaliindustri och generellt har högre löslighet, dominerar i analyserade prover. Föroreningskoncentrationerna varierar mellan icke detekterbara halter och 0,442 ng TEQ/l. Proverna dekanterades före analys. Som jämförelse kan nämnas att det holländska humantoxikologiska dricksvattenkriteriet är 0,0031 ng TEQ/l och amerikanska dricksvattenkriterier varierar mellan 0,000 005 - 0,03 ngTEQ/l (RIVM 2001; USEPA 2000; USEPA 2002). Det bör även noteras att dioxinhalter över det holländska dricksvattenkriteriet har detekterats inom område 3B och öster om själva EKA-området.

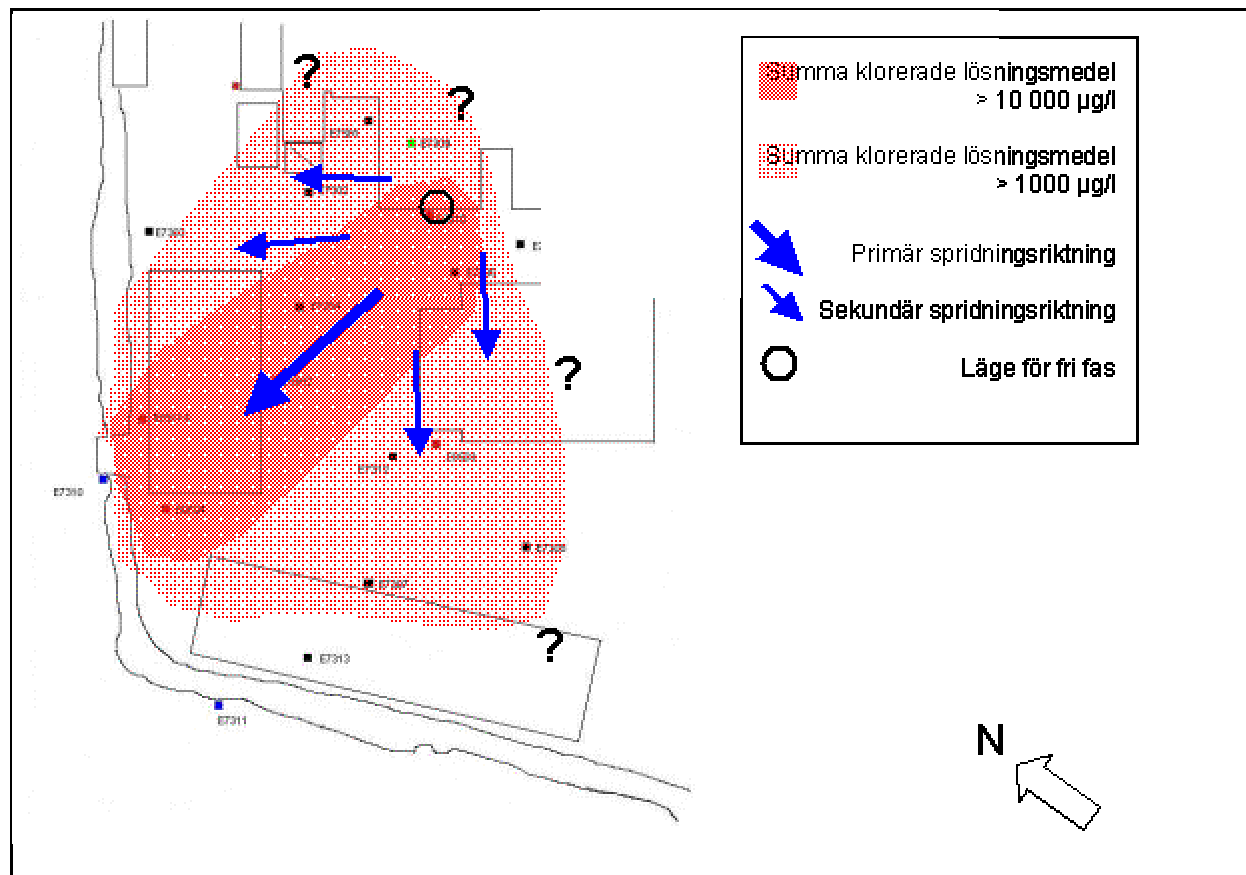
PAH-halterna i grundvatten är i allmänhet låga, och kreosottypiska PAH-er dominerar i flertalet vattenprover. Cancerogena PAH-föreningar över Naturvårdsverkets förslag till riktvärde (0,2µg/l) har påträffats i fyra av 22 analyserade grundvattenrör. I utförda screeninganalyser, riktade mot pesticider och träskyddsmedel, har inga ”nya” föroreningstyper påträffats. Klorfenoler har påträffats i låga halter (pentaklorfenol under eller i nivå med det kanadensiska ytvattenkriteriet). Halterna av BTEX-ämnen (bensen, toluen, etylbensen, xylener) är låga i analyserade prover. Opolära alifatiska kolväten har påträffats i halter över Naturvårdsverkets förslag till riktvärde i några punkter inom de västra delarna av område 1, 2 och 3A.

PCE-föreningens utbredning är avgränsad till område 1 och 2 (EKA 2002:10). Fri fas har påträffats i en brunn i anslutning till f d cellhallen (Figur 3.2). Höga halter (högre än 1000µg/l) har påträffats mellan 7 och 10 m under markytan. Tri- och dikloreten liksom vinylklorid och triklormetan har framför allt påträffats där höga halter av PCE har uppmätts. Nedbrytningsprodukterna indikerar att nedbrytning av PCE via reduktiv deklorinering pågår.

3.1.2.3 *pH, organisk halt och alkalinitet*

pH i grundvatten varierar mellan 6,1 och 9,1 (median 7,4), vilket bedöms som normalt. pH högre än 12 har uppmätts i anslutning till de tidigare klorkamrarna (Sundberg & Hammar 1996).

Alkaliniteten i analyserade grundvattenprover varierar mellan 18 – 560 mg HCO₃/l.



Figur 3.2. Utbredningen av klorerade alifatiska kolväten (från EKA 2002:10). Frågetecken indikerar att utbredningen inte är avgränsad i detalj.

3.1.3 Byggnader

3.1.3.1 Byggnadsmaterial

De högsta kvicksilver- och dioxinhalterna har rapporterats från prover tagna i det ursprungliga byggnadsmaterialet i cellhallen (EKA 2002:13).

Höga halter av kvicksilver har påträffats i puts, murbruk och tegel (29 – 10 852 mg/kg TS). Resultaten visar att inträngningsdjupet i murbruk och tegel är betydande, t ex har 76 mg kvicksilver/kg TS påträffats i ett samlingsprov taget 7 - 26 cm från ytan. Resultaten tyder även på att äldre konstruktionsmaterial i trä i cellhallen, ”tornet” och ”indunstningen” är kraftigt förorenat av kvicksilver (ca 100 – 1 832 mg/kg TS). Utförda laktester visar att kvicksilver i byggnadsmaterial har hög lakningsbenägenhet.

De högsta dioxinhalterna har påträffats i ytligt material (3 300 – 4 500 ng TEQ/kg TS). Resultaten tyder på lägre grad av inträngning av dioxiner i byggnadsmaterialet (mindre än 50 ng TEQ på större avstånd än 3cm från yta) samt också lägre halter i ”tornet” (0,4 – 30 ng TEQ/kg TS).

3.1.3.2 Luft

PCE, vinylklorid och kvicksilver har detekterats vid mätningar av inomhusluft i EKA-lokalerna (Tabell 3.1). Provtagning m a p dioxiner har ej genomförts med hänvisning till dioxinernas låga flyktighet.

De högsta kvicksilverhalterna har uppmätts i cellhallen, med högsta koncentration 0,65 mg/m³ uppmätt under trägolvet (fältmätning). I inomhusluften ligger halterna i många fall över den hälsobaserade lågrisknivån (den nivå då riskerna för negativa hälsoeffekter bedöms som mycket små) (Naturvårdsverket 1996; RIVM 2001). I ett fall ligger uppmätta halter i nivå med Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärde för kvicksilver.

Den högsta uppmätta halten av PCE i inomhusluft ligger i nivå med lågrisknivån, men lägre än Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärde. En hög halt vinylklorid påträffades i en golvbrunn före tätning av brunnen.

Tabell 3.1. Uppmätta koncentrationer av kvicksilver, PCE (tetrakloreten) och vinylklorid i inomhusluft, med jämförelse med Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärden (AFS 2000:3) och lågrisknivåer (Naturvårdsverket 1997a). Enhet. Fält = provtagning med fältinstrument. Pumpad = pumpad provtagning, Diffusion = diffusionsprovtagare.

	Kvicksilver (µg/m ³)			PCE mg/m ³	Vinylklorid mg/m ³	
	Fält (nov 2002)	Diffusion (nov 2002)	Pumpad (dec 2003)	Diffusion (feb 2003)	Fält (nov 2002)	Diffusion (feb 2003)
EKA-fabriken	<0,3-20	7,3-27	--	0,003-0,6 ¹ <0,6 ²	3-18 ²	<0,001 ³
Utomhusluft, gasfas	--	0,18	0,002- 0,006	--	--	--
Utomhusluft, partikulär fas	--	--	5-14 ⁴	--	--	--
Hygieniska gränsvärden, gas		30		70		2,5
Lågrisknivå, gas		1		0,68		0,001

¹ Mätningar år 2000.

² I golvbrunn, före tätning.

³ Efter tätning av golvbrunn.

⁴ pg/m³

3.1.4 Utomhusluft

I tidigare utredningar har den teoretiskt beräknade kvicksilverdiffusionen från jord till luft bedömts som låg (Elert *et al* 2000). Vid en referensmätning i utomhusluft i anslutning till cellhallen (gasfas) uppgick dock kvicksilverhalten till 0,18 µg/m³ vilket i jämförelse med rapporterade bakgrundshalter i Sverige och Finland (0,0014 – 0,0016 µg/m³) bedöms som förhöjd (Wängberg & Munthe 2001; Ingvar Wängberg, muntlig kommunikation). I den aktuella mätpunkten kan resultatet vara påverkat av kvicksilveravgång från jord, grundvatten och/eller byggnadsmaterial. Uppföljande mätningar (pumpad provtagning) av kvicksilver (december 2003) visade lägre halter i gasfas i anslutning till cellhallen (0,006 µg/m³), men halterna är dock förhöjda jämfört med redovisade bakgrundshalter. I en provpunkt belägen centralt inom området uppmättes 0,002 µg/m³, dvs i nivå med bakgrundshalter. Diffusionen är temperaturberoende, varför högre halter inte kan uteslutas under varmare perioder. Uppmätta halter av kvicksilver på partiklar i luft varierade mellan 4 och 15 pg/m³, vilket är i nivå med bakgrundshalter (I Wängberg, muntlig information).

Ytterligare kvicksilvermätningar kommer av arbetsmiljö- och spridningsskäl att utföras inför och under entreprenadarbeten, vilket kommer att ge ytterligare underlag för bedömning av ”normal” utomhusluft inom EKA-området. Det kan dock konstateras att den påvisade förhöjda halten inte bedöms påverka inriktning eller omfattning av föreslagna åtgärder.

3.2 LOKALA BAKGRUNDSHALTER I JORD

För bedömning av den lokala bakgrundshalten har sex ytliga jordprover (0 – 0,2 m u my) tagits på olika avstånd från undersökningsområdet (EKA 2002:2). Resultaten indikerar att lokala bakgrundshalter avseende dioxiner och kvicksilver i vissa prover är förhållandevis höga och överstiger nationella bakgrundshalter (Tabell 3.2). Dioxinhalten överstiger MKM i en provpunkt. Minskande halter med ökat avstånd från området indikeras inte i analyserade prover.

PAH-koncentrationerna ligger i analyserade prover under bakgrundshalter i tätort och det generella MKM-riktvärdet.

Tabell 3.2. Bakgrundshalter av kvicksilver, PAH-föreningar och dioxiner i ytlig jord (0-0,2 m u my) i Bengtsfors (utanför undersökningsområdet) i jämförelse med Naturvårdsverket 1997a och b. MKM=generellt riktvärde för mindre känslig markanvändning. Nd=ej detekterad. Enhet mg/kg TS och ngTEQ/kg TS (dioxiner).

	Kvicksilver	PAH _{cancerogena}	PAH _{övriga}	Dioxiner
Uppmätta halter	<0,03 – 2,3	<0,2 – 1,3	<0,2 – 2,2	Nd - 471
Bakgrund tätort	0,2	2,5	2,7	1-5 ¹ / 7-20 ²
KM	1	0,3	20	10
MKM	7	7	40	250

¹ Bakgrundshalt Sverige Cynthia de Wit, personlig kommunikation

² Bakgrundshalt stadsbebyggelse. US EPA www.usepa.gov, september 2003.

3.3 SJÖSYSTEMET

3.3.1 Bengtsbrohöljen

3.3.1.1 Ytvatten

Medianhalterna av metaller i ytvatten i Bengtsbrohöljen ligger, med undantag för koppar, under eller i nivå med bakgrundsvärden för sjöar i södra Sverige (Tabell 3.3). Medianhalterna ligger under effektbaserade internationella bedömningskriterier och dricksvattennormer. Medianhalten baseras på mellan 70 och 150 analyser.

Vid provtagningar december 2002 (lugna förhållanden) var vattenmassan homogen. Inga skillnader i halterna av kvicksilver eller andra ämnen uppmättes i olika delar eller på olika nivåer i Bengtsbrohöljens vattenmassa. Vid provtagning 2001 noterades under augusti en utbildad termoklin och något högra halter av vissa metaller och metylkvicksilver påträffades i bottenvattnet jämfört med ytliga prover (J&W 2002).

Tabell 3.3. Uppmätta medianhalter av metaller i Bengtsbrohöljen. Enhet µg/l. – uppgift saknas

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Medianhalt, ytvatten	0,12	0,0114	0,024	0,14	0,65	0,0012	0,46	0,095	2,94
Bakgrund, sjöar S. Sv.¹	0,3	0,016	--	0,2	0,5	0,004	0,4	0,24	2,0
CCME²	5	0,017	--	8,9	2-4	0,1	25-150	1-7	30
RIVM MPC³	24	0,34	3	8,7	1,1	0,23	1,9	11	7,3
Dricksvatten norm⁴	10	1	--	50	2000	1	50	10	300

¹ Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket rapport 4913)

² Kanadensiska riktvärden för effekter i ytvatten (sötvatten) CCME, 2002

³ RIVM 2001 (Holländska Naturvårdsverket). MPC=Maximum permissible concentration. Koncentration där inga negativa effekter är förväntade för 95 % av arterna eller de ekologiska processerna.

⁴ Statens Livsmedelsverk och Naturvårdsverket Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Förorenade områden. Naturvårdsverket 1999, rapport 4918. Bilaga 4 Förorenat grundvatten, tabell 3.

Koncentrationerna av dioxiner i vattenmassan varierar stort mellan provtagningstillfällena (4 – 38 fg⁹ TEQ/l) och en tydlig koppling till vattenflöde, och därmed sannolikt partikelmängd i vattenmassan, finns (EKA 2002:20). Under högfloppet november - december 2000, uppmättes upp mot 80 fg TEQ/l i Bengtsbrohöljens utlopp. Även när det gäller dioxiner är skillnaderna mellan in- och utgående totalhalter av dioxiner små (Tabell 3.4).

I en sammanställning gjord av Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environmental Agency (2003) i England konstateras att relativt få referensvärden finns för vatten. I mätningar i ca 40 sjöar uppgick totalhalten av dioxiner och furaner till mindre än 6 ng/l. Vid andra mätningar varierar halterna från mindre än 0,2 pg TEQ/l (Elbe) till 167 pg TEQ/l (dricksvattenprov i Ryssland). Uppmätta halter i Bengtsbrohöljen/Lelången således ligger väsentligt lägre.

Tabell 3.4. Uppmätta dioxinhalter i Bengtsbrohöljens ytvatten i in- och utlopp (prover tagna Lelång respektive Bengtsbrohöljen) Enhet fg TEQ/l. Prover tagna december 2001 till augusti 2003.

	Inlopp (Lelång)			Utlopp (Bengtsbrohöljen)			USEPA ¹	RIVM ²
	min	max	median	Min	max	median		
Dioxiner	3,8	26	12	4	24	15	5	3 100

¹ USEPA 2002, dricksvatten

² RIVM 2001b, SRC, serious risk concentration, groundwater

Låga halter PCE har påvisats i strandnära prover (0,1 – 0,2µg/l). Halterna underskrider väsentligt det kanadensiska ytvattenkriteriet för skydd av akvatiskt liv (110 µg/l) liksom holländska riktvärdet för dricksvatten (40µg/l) (CCME 2002; RIVM 2001). Halterna av tetra- och dikloreten, tetraklormetan och vinylklorid var låga (under analysens rapporteringsgräns och kanadensiska ytvattenkriterier). Att ämnena påträffas indikerar dock en pågående spridning till Bengtsbrohöljen.

3.3.1.2 Sediment

Koncentrationen av metallerna arsenik, kadmium, krom, nickel, bly och vanadin i sediment ligger i nivå med eller upp mot dubbla bakgrundsvärdet för södra Sverige (Tabell 3.5).

Kopparkoncentrationerna ligger 2 – 7 ggr högre, medan kvicksilver ligger mellan 50 och 160

⁹ Femtogram, 10⁻¹⁵g.

gångar högre än bakgrundsvärdet. Skillnaderna mellan provtagningslokaler är relativt liten, och resultaten ligger i nivå med resultaten från den tidigare undersökningen (Elert & Fanger 2001).

Halterna av metylkvicksilver i prover från sedimentskiktet 0-10 cm, varierar mellan 36 och 73 µg/kg TS (0,2 – 0,5 % av totalhalten), vilket är högre än i merparten analyserade prover i Lelång (närmast uppströms Bengtsbrohöljen), men i nivå med uppmätta halter utanför sulfidfabriken i Bengtsfors (EKA 2002:6). Andelen metylkvicksilver i omedelbar anslutning till EKA-området är generellt något högre (EKA 2002:21). Den högsta uppmätta halten av metylkvicksilver är 225 µg/kg TS, vilket motsvarar ca 14 % av totalhalten (EKA 2002:21).

Tabell 3.5. Max- och medianhalter av metaller i sediment (0-10cm m under sedimentyta). Enhet mg/kg TS. Provtagning april 2003.

	As	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Zn	Hg
Max	10	215	3	27	146	25	22	321	26
Median	6	153	2	12	96	23	20	264	11
Bakgrund s:a Sverige¹	10	80	1,4	--	20	15	10	240	0,16
IVL²	6,5	255	2,8	15,5	230	75,5	37,5	665	2,2
CCME ISQG³	5,9	35	0,6	--	36	37	--	123	0,17
CCME PEL⁴	17	91	3,5	--	197	90	--	315	0,5
RIVM MPC⁵	160	4500	29	12	36	1700	10	530	26
RIVM SRC⁶	5900	63000	820	3200	660	43000	2600	6600	1500

¹ Naturvårdsverket 1999. Rapport 4913.

² IVL 1998. Medianhalt 0-0,18 cm u sedimentyta (Stockholm).

³ ISQG = Interim Sediment Quality Guideline value. CCME 2002.

⁴ PEL = Probable effect level. CCME 2002.

⁵ MPC=Maximum permissible concentration. Koncentration där inga negativa effekter är förväntade för 95 % av arterna eller de ekologiska processerna. RIVM 2001a.

⁶ SRC = Serious risk concentration. Koncentration där inga negativa effekter är förväntade för 50% av arterna eller ekol. Processer. Säkerhetsfaktor mellan 1-10. Biomagnifikation är ej beaktad då allvarligt förorenade områden generellt är begränsade ytmässigt. RIVM 2001a.

Höga halter av dioxiner har påträffats i Bengtsbrohöljens sediment (sedimentnivå 0 – 10 cm). Dioxinhalten ligger, med ett undantag, i nivå med tidigare erhållna resultat. Högsta uppmätta totalhalt är ca 60 000 ng/kg TS. Furan-kongenerna dominerar och utgör mellan 60 och 80 % av totalhalterna och påträffade kongener bedöms som typiska för kloralkaliindustri (EKA 2002:21). Uttryckt som toxiska ekvivalenter ligger halterna i sex av sju sedimentprover mellan ca 600 och 1 700 ng TEQ/kg TS. Den högsta uppmätta halten, från prov taget på 17 meters djup strax söder om EKA-området, uppgick till 12 600 ng TEQ/kg.

Uppmätta halter av PAH-föreningar i Bengtsbrohöljens sediment är förhöjda (totalhalter upp mot 13 mg/kg TS). Vid provtagningen noterades oljeskimmer vid ett flertal av provtagningslokalerna. I analyserade prover varierade halterna mellan ca 100 – 500 mg/kg TS och tyngre alifatiska kolväten i fraktionen C₁₆ – C₃₅ dominerar. I merparten av proverna låg halterna i nivå med vad som uppmätts i opåverkade sediment (SGU-Statens oljelager 2000). Klorfenoler, PCB eller andra semivolatila organiska ämnen detekterades inte.

Föroreningsmängderna i sjön har beräknats till ca 150 kg kvicksilver och 6 g dioxin, vilket är väsentligen mindre än inom landområdet (Elert & Fanger 2001). De högsta koncentrationerna finns i anslutning till EKA-området medan största mängderna finns i den övriga delens av sjön.

Utanför EKA-området och i analyserade prover från sjöns djuphålur, förefaller inte sedimenten vara påverkade av omblandningsprocesser och överlagras genom nysedimentation (EKA 2002:21). De högsta föroreningshalterna påträffas i de sedimentskikt som åldersmässigt motsvarar driftsperioden för EKA-fabriken. Halterna minskar mot sedimentytan, vilket visar att spridningen från landområdet har minskat över tid (Elert & Fanger 2001; EKA 2002:21). Medelkoncentrationerna av kvicksilver och dioxin i sedimenterande material låg vid provtagning under högflödet år 2000 på ca 3,8 mg Hg/kg TS respektive 190 ng TEQ/kg TS, vilket är lägre än ovan redovisade halter i ytligt sediment (0 – 10 cm).

4 SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

4.1 TRANSPORT AV FÖRORENINGAR FRÅN OMRÅDET

Bedömd årlig uttransporterad medelmängd av kvicksilver, koppar, bly, dioxiner, PCE och PAH-föreningar från EKA-området redovisas i Tabell 4.1 (EKA 2002:3). Mängduppskattningen tar hänsyn till spridning via:

- Grundvatten
- Erosion via ytvatten.
- Damning
- Gasavgång

Den partikulära transporten av kvicksilver bedöms vara mer än 90 % av den totala transporten. Detta bedöms gälla även för dioxinföreningarna då deras vattenlöslighet är mycket låg. Fyllnadsmaterialet inom EKA-området har potential att bilda kolloider, vilket avsevärt kan öka transporterad föroreningsmängd av kvicksilver och dioxin (Sundberg *et al* 1998). Under högflöde bedöms spridningen kunna öka väsentligt pga. risk för ökad erosion.

Tabell 4.1. Uppskattad årlig mängdtransport av kvicksilver, koppar, bly, dioxiner PCE och PAH 16 från EKA-området. Tot avser spridning i partikulär och löst form. – = data saknas/ej relevant

Transportväg	Hg, tot g/år	Hg, löst g/år	Cu, tot g/år	Pb, tot g/år	Dioxin mg TEQ/år	PCE kg/år	PAH16, tot g/år
Grundvatten	360	1,7	280	260	3,6	43	41
Erosion, damning	40 ¹	--	--	--	2 ¹	--	--
Gas	4 ³	4	--	--	--	--	--
Summa	400	5	280	260	6²	43	41

¹Spridning via erosion kan vid högflöde vara betydligt större

²Indikationer tyder på att spridning kan vara 5-10 ggr större

³Beräknat värde, ej verifierat med mätningar.

Vid beräkning av masstransport från området finns osäkerheter i underlagsdata t ex förknippade med skattning av medelhalter, grundvattenflöden, förhållande mellan spridning i partikulär och löst fas, mellan- och inomårsvariation etc. För att bedöma rimligheten har masstransporten beräknats utifrån två angreppssätt (EKA 2002:3):

- Föroreningsspridning från landområdet.
- Till- och utflöde i Bengtsbrohöljen och halter i sediment.

För kvicksilver ligger storleksordningen för uttransporten på ungefär samma nivå (400 – 550 g/år) oberoende av beräkningssätt. Uppskattningen av dioxiner skiljer väsentligt mer (5 – 10 ggr) och indikerar en större osäkerhet i underlagsdata. Tidigare skattning av årlig uttransport från området låg i storleksordningen 200 g kvicksilver och 30 mg TEQ dioxiner, vilket med beaktande av osäkerheter i skattningarna, ligger i nivå med nu gjord bedömning (Elert & Fanger 2001).

4.2 RESULTAT AV LAKTEST OCH FILTERFÖRSÖK

Olika lakteter har genomförts på jord, konstruktionsmaterial och sediment för att bli bedöma risken för spridning av föroreningar (EKA 2002:5). Jordprover har tagits från den omättade zonen, vilket medför att resultaten inte bedöms underskatta lakningspotentialen. Försök har också utförts för att undersöka hur partikelbunden föroreningstransport påverkas vid passage genom fyllningsmaterial samt hur föroreningshalterna påverkas när förorenat vatten passerar sandfilter med varierande kornstorlek. Urvalet av prover baseras i första hand på föroreningshalt, vilket medför att eventuella skillnader i lakningsegenskaper pga. av fyllningens heterogenitet inte kan utvärderas på basis av dessa resultat.

Lakningsförsök har även utförts på sediment i oxiderad och reducerad miljö.

4.2.1 Tillgänglighets-, skak- och kolonntest

4.2.1.1 Jord

Utförda tillgänglighetstest på jord visar att flertalet undersökta metaller, inklusive kvicksilver, har högre beräknade fördelningskonstanter mellan fastfas och vätska (K_d -värden) än vad som generellt antas vid Naturvårdsverkets beräkning av generella riktvärden. Detta innebär en relativt sett lägre lakningsbenägenhet. För bly, koppar och zink är beräknade K_d -värden lägre vilket indikerar en relativt högre spridningspotential. Försöken tyder inte på att närvaro av tetrakloreten (PCE) påverkar utlakningen av metaller.

Tillgänglighetstest och sekventiella lakningsförsök på jord visar på ökad lakning av metaller vid sänkt pH och redox-potential (dvs vid lägre syrekoncentrationer). Det kan dock konstateras att inom delar av de mest förorenade områdena (1 och 2) indikerar förekomsten av PCE:s nedbrytningsprodukter att syrefria förhållanden redan råder inom delar av området och jordprofilen (EKA 2002:10). Vid lägre redoxpotential och syrenivåer kan deklorinerings- och metyleringsprocesser öka. Detta kan medföra att PCE omvandlas till bl a vinylklorid och att metylkviksilver bildas. Syrefria förhållanden kan t ex uppstå vid närvaro av organiskt material, minskad infiltration och minskad grundvattenströmning inom det förorenade området.

Lakbarheten av dioxiner i analyserade jordprover är generellt sett låg. I kolonnförsöken var dioxinhalterna i lakvätskan högre vid L/S 10 än vid L/S 2, vilket kan innebära att en högre vattengenomströmning kan ge såväl ökad koncentration som ökad totalt utlakad mängd.

Inom ramen för projektet har ev. ökad löslighet av organiska föroreningar pga. förekomst av klorerade alifater i grundvattnet undersökts genom:

- Korrelation mellan uppmätta halter av PCE och dioxin respektive PAH i grundvatten
- Kolonnförsök där lakning av dioxin studerades vid PCE-tillsats i lakvätskan (5 000 µg/l).

I analyserade grundvattenprover har inga signifikanta samband mellan förekomsten av PCE och PAH respektive dioxiner erhållits. Baserat på kolonnstest kan konstateras att någon tydligt mönster inte erhöles avseende PCE:s effekt på utlakning av dioxiner. I det prov som hade högst ursprunglig föroreningshalt i fastfas, var utlakningen av dioxiner högre vid närvaro av PCE vid L/S 2. Motsvarande mönster kunde dock inte ses vid L/S 10 för detta prov eller för någon av L/S-kvoterna i det andra undersökta provet.

4.2.1.2 Byggnadsmaterial

Skakförsök på byggnadsmaterial (puts, tegel, bruk) visar att lakbarheten av kvicksilver är hög. Proverna representerade ett haltintervall mellan 32 och 735 mg Hg /kg TS, vilket troligen leder till att en stor del av byggnadsmaterialet i framför allt cellhallen kommer vid deponering att klassificeras som farligt avfall. Övriga undersökta metaller uppfyllde kriterierna för inert avfall. Skaktesterna m a p dioxiner indikerar låg lakbarhet men resultaten bedöms som osäkra, pga. att den resulterande ”emulsionslika” lakvätskan filtrerades före analys för att inte uppenbart överskatta dioxinhalten.

4.2.1.3 Sediment

Lakning av sediment från Bengtsbrohöljen har utförts m a p kvicksilver i reducerande respektive oxiderande miljö (EKA 2002:21). Resultaten visar i båda fallen att kvicksilver har låg lakningsbenägenheten. Enligt utförda diffusionsberäkningar sker inget läckage av totalkvicksilver från analyserade sedimentprover, däremot visar beräkningarna att ett läckage av metylkvicksilver kan ske. Pga. den stora utspädningen i Bengtsbrohöljen kan detta vara svårt att detektera vid ytvattenprovtagning.

4.2.2 Filterförsök

I utförda filterförsök observerades att kvicksilverkoncentrationen i förorenat vatten reducerades med mellan 70 och 85 % vid passage genom en kolonn med förorenad fyllning från EKA-området. Även dioxinhalterna (summa PCDD och PCDF) reducerades vid passage genom fyllningsmaterialet. Reduktionen varierar mellan 55 % och 94 % och skiljer mellan kongener. En ökning av halten bly och zink (löst eller bundet till partiklar mindre än 0,45 µm) observerades dock vid passage genom fyllningsmaterialet. Vid höga halter av kvicksilver, dioxin och metaller i fyllningen minskar den relativa föroreningsreduktionen i det påförda förorenade vattnet.

Vid passage av ofiltrerat och filtrerat förorenat vatten genom sandfilter med medelkornstorlek mellan 0,1 och 0,95 mm reduceras kvicksilverkoncentrationen mellan 95 och mer än 99 % (från ca 80 µg/l till 0,5 µg/l). Haltreduktionen av ”löst” kvicksilver (löst eller bundet till partiklar mindre än

0,45µm) är störst vid den minsta kornstorleken. Reduktionen av partikulärt bundet bly, koppar och zink varierar mellan 98 % och mer än 99 %. Reduktionen av bly, koppar och zink, som är löst eller bundet till partiklar mindre än 0,45µm är relativt sett mindre.

4.3 FÖRORENINGSSPRIDNING I SJÖSYSTEMET LELÅNG – BENGTSBROHÖLJEN

Tidigare utredningar och pågående övervakning av föroreningshalter i Bengtsbrohöljens in- och utlopp indikerar att inflödet av kvicksilver och dioxiner från uppströmskällor uppgår till i storleksordningen 0,7 kg/år respektive 20 mg TEQ/år (Tabell 4.2). Det är ca två till tre gånger så mycket som beräknas tillföras sjön från landområdet. Den beräknade tillförseln av kvicksilver och dioxiner från EKA-området utgör 400 % respektive 50 % av nettotillskottet vid vattnets passage genom sjön. Enligt denna ”föroreningsbudget” fungerar Bengtsbrohöljen som en fälla för kvicksilver.

Tabell 4.2. Beräknad årlig mängd av vissa föroreningar i Bengtsbrohöljens in- och utlopp samt beräknad emission från landområdet. Beräkning för metaller baserad på medianhalter under perioden 020116 – 030311 samt ett flöde på 20m³/s. Data från EKA 2002:20 och 2002:3 samt Elert & Fanger 2001. – ej beräknat.

	Hg, tot kg/år	Cu, tot kg/år	Pb, tot kg/år	Cd, tot kg/år	Dioxin mg TEQ/år
Bengtsbrohöljens inlopp	0,7	392	48	6,81	20 ¹
Bengtsbrohöljens utlopp	0,8	395	51	6,88	32 ¹
Nettotillskott vid passage genom Bengtsbrohöljen	0,1	3	3	0,07	12
Från EKA-området	0,4	0,3	0,3	--	6

¹ Elert & Fanger 2001.

4.3.1 Källor

I dag finns inga kända verksamma industrier i sjösystemet uppströms Bengtsbrohöljen, vilket medför att det uppmätta infölet kan härröra från naturlig bakgrund, historiska emissioner och utsläpp upplagrade i mark och sediment och/eller från långväga lufttransporterade emissioner (EKA 2002:6). Det diffusa bidraget av kvicksilver från Bengtsbrohöljens avrinningsområde beräknas till ca 50 g/år (Elert & Fanger 2001). Enligt uppgifter från Lennart Olsson, Länsstyrelsen i Västra Götaland, visar en grov skattning att det finns ca 500 ton kvicksilver i skogsmarkens mårskikt inom Upperudsälvens avrinningsområde. Följande historiska källor som kan bidra till kvicksilverflödet via Lelången har identifierats men ej kvantifierats (EKA 2002:6):

- Anläggning för kvicksilverbetning av utsäde i anslutning till de gamla kvarnarna i Blomsjösystemet öster om Lennartsfors. Höga halter av kvicksilver har påträffats i sediment i Blomsjöarna.
- EKA-fabriken. Luftemitterat kvicksilver som deponerats i närområdet och som via rinnande vatten förs ut till Lelången och Bengtsbrohöljen. Enligt uppgift var bergsområdet nordost om fabriksområdet ofta inhöljt i en gul-grön dimma och träden avlövdade under driftsperioden. I analyserade bäckvattenprover avtar halten kvicksilver signifikant med ökat avstånd till EKA-fabriken, vilket tyder på att historiskt luftburet kvicksilver kan bidra till kvicksilverflödet i vattensystemet. Även de förhöjda lokala bakgrundshalterna av kvicksilver i yttlig jord tyder på att föroreningar deponerats i närområdet (se avsnitt 3.2).

När det gäller dioxiner har förhöjda halter påträffats i sediment i anslutning till de nedlagda massafabrikerna Lennartsfors, Gustavsfors, Bengtsfors och eventuellt Töcksfors i sjön Foxen. Dioxiner kan bildas vid klorblekning av sulfitmassa. Enligt uppgifter från Lennart Olsson, Länsstyrelsen i Västra Götaland, är halterna i Lelångens centrala djuphåla dock mycket låga. Analyser av dioxiner i ytvatten indikerar en pågående spridning av dioxiner från sedimenten utanför den nedlagda sulfittfabriken i Bengtsfors (i Lelången). Liksom för kvicksilver, indikerar de förhöjda lokala bakgrundshalterna av dioxin att föroreningar deponerats i närområdet (se 3.2).

4.3.2 Transport

Skillnaderna mellan in- och utgående totalhalter av metaller och dioxiner i Bengtsbrohöljen är små (EKA 2002:20). Vid jämförelse mellan median in och ut kan ett tillskott av bly, koppar, kadmium och kvicksilver noteras (Tabell 4.2). Om beräkningen i stället baseras på medelhalter under samma mätperiod, tyder resultaten på att den årliga mängden av koppar, kadmium och kvicksilver som lämnar sjön är mindre än tillförseln från uppströms källor.

En närmare analys av dioxiner indikerar att totalhalterna av hexa- till oktaklorerade dioxin-kongener generellt är något högre i inloppet, medan koncentrationen lågklorerade furaner (tetra- och i viss mån pentaklorerade) är högre i utloppet. Lågklorerade furaner är typiska för kloralkalifabriker och tyder på ett bidrag från EKA-området. Det bör observeras att lågklorerade furaner även är typiska för klorblekning av pappersmassa, vilket bl a ägt rum vid den nedlagda sulfittfabriken i Bengtsfors omedelbart uppströms Bengtsbrohöljen.

Kvicksilver och dioxiner har hög partikelaffinitet och ett samband mellan partikeltransport och ämnestransport är därför att förvänta. Ökande dioxinhalter vid högre vattenföring har noterats i Bengtsbrohöljens in- och utlopp, vilket indikerar att ökad vattenföring ger högre partikel- och därmed högre föroreningstransport (Elert & Fanger 2001; EKA 2002:20).

4.3.3 Erosion

Teoretiskt kan man förvänta sig att bottenar omväxlande påverkas av ackumulation, transport eller erosion, beroende på vattnets strömning. Utbredningen av respektive botten typ kan således vara temporär och beroende av vattenflödet. Det extrema vattenflödet under år 2000¹⁰ innebar sannolikt erosion av vissa bottenar som under normala förhållanden är ackumulationsbottenar. Mätningar under och efter högflödet kan därför ses som indikationer på vilka effekter extrem vattenföring kan få på erosion och omfördelning av sediment i Bengtsbrohöljen.

Datering och analyser av prov från olika nivåer under sedimentytan visar att sedimenten utanför delområde 3a och 3c är relativt opåverkade av omblandningsprocesser (vågrörelser, eroderande strömmar, bioturbation) och överlagras genom nysedimentation (EKA 2002:21). Resultaten av undersökningarna, som utfördes 2002, visar därmed att högflödet inte gav upphov till erosion och omfördelning av sediment i undersökta punkter. I den tidigare utredningen har sedimenten i EKAs närområde bedömts som erosionskänsliga (Elert & Fanger 2001). Datering av sedimentkärnor från den centrala och västra djuphålan tyder på ostörda sedimentationsförhållanden liksom på låg sedimentationshastighet (Elert & Fanger 2001).

¹⁰ Högsta uppmätta veckoflöde i Billingsfors, nedströms Bengtsbrohöljen var 228 m³/s under 2000, att jämföra med tidigare högsta notering på 106 m³/s. Årsmedelvärdet 1994-2000 har varierat mellan 12 och 54 m³/s (Elert & Fanger 2001).

I områden närmare kraftverkskanalen och längs sjöns västra sida är strömhastigheten högre och sedimentmäktigheten mindre. Inom dessa områden är sannolikt omblandning och erosion av sediment högre. Mätning och simulering av vattenströmmar under låg till normal vattenföring, visar en svag ström riktad mot land utanför delområde 3a och 3c, till skillnad mot de västra delarna av sjön där strömmen är kraftigare och sydgående. Under högflödet 2000 noterades en nordgående bakström längs Bengtsbrohöljens östra sida.

Under högflödesperioden visade vattenmätningar haltökning av kvicksilver i både in- och utlopp, resulterande i ca 3 ggr högre nettouttransport än under ett normalår. Resultaten tyder dock inte på att den extrema vattenföringen gav upphov till ett relativt sett större nettobidrag från Bengtsbrohöljen, t ex genom ökad erosion av ackumulationsbottnar.

Föroreningshalten i sedimentande material i Bengtsbrohöljen styrs av det relativa bidraget från eroderande ackumulationsbottnar i sjön samt Lelången och andra uppströms vattendrag. Föroreningshalterna i sedimentande material under högflödet år 2000 uppgick till ca 4 mg Hg/kg TS och ca 190 ng TEQ dioxiner/kg TS, vilket är lägre än de halter som uppmätts i sediment i intervallet 0-10 cm på ackumulationsbottnar i Bengtsbrohöljen (medianhalter år 2003 ca 11 mg Hg/kg TS respektive ca 1000 ng TEQ dioxiner/kg TS) och i nivå med ytsediment i Lelången och Bengtsbrohöljen (Elert & Fanger 2001; EKA 2002:6). Mätresultaten visar att erosion av ackumulationsbottnar under normal eller extrem vattenföring sannolikt inte kommer att leda till ökande halter i Bengtsbrohöljens ytsediment. Det bör noteras att sedimentationen av kvicksilver och dioxiner under högflödesperioden bedöms ha varit 10 - 15 ggr högre än medelsedimentationen över längre tid (Elert & Fanger 2001).

5 MILJÖ- OCH HÄLSORISKBEDÖMNING

5.1 ALLMÄNT

För EKA-området har en fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning utförts. Beräkningar har gjorts för att bedöma om påträffade föroreningshalter utgör en hälsorisk i dagsläget. Därutöver har platsspecifika riktvärden beräknats för den planerade markanvändningen (parkområde och industrimark). Antaganden och beräkningar redovisas i Bilaga 2.

5.2 HÄLSORISKBEDÖMNING

Naturvårdsverkets modell, har med vissa kompletteringar utnyttjats för exponeringsbedömningar och beräkning av hälsobaserade och ekotoxikologiska riktvärden för skydd av miljö inom området och i Bengtsbrohöljen (Naturvårdsverket 1996). Antagna exponeringsvägar och -tider redovisas i Tabell 5.1.

Tabell 5.1. Sammanställning av antagna exponeringsvägar och -tider (dagar eller tillfällen/år) för exponeringsberäkning nuläge samt för beräkning av platsspecifika riktvärden. – upptagsväg beaktas ej. Antaganden för Naturvårdsverkets generella riktvärden redovisas som jämförelse.

Exponeringsvägar	Nuläge Industri	Parkområde		Industri			Generella riktvärden	
		utomhus	inomhus	utomhus	inomhus	Und. byggn	KM	MKM
Marknivå (m u my)		0-1	<1	0-1	<1			
Intag jord	129	182	--	122	--	--	365	129
Hudkontakt	27	182	--	27	--	--	80	27
Inandning damm	122	182	--	122	--	--	365	122
Inandning av ånga utomhus	-	182	182	122	122	--	--	--
Inandning av ånga inomhus	122	--	--	--	--	122	365	122
Intag av fisk från närbelägen sjö	--	--	--	--	--	--	ja	--
Intag av grönsaker som odlats på platsen	--	--	--	--	--	--	30 % ³	--
Intag dricksvatten från brunn inom området	--	--	--	--	--	--	ja	--
Ekotox on site ¹	--	KM	--	MKM	--	--	KM	MKM
Ekotox off site ²	--	1/12 000	1/12 000	1/12 000	1/12 000	1/12 000	1/4 000	1/4 000

¹Miljöeffekter inom området

²Miljöeffekter i recipient, beräknad utspädning mellan grundvatten och ytvatten angiven.

³30 % av årlig konsumtion av grönsaker från odling inom området.

5.2.1 Exponeringsberäkning - nuläge

90:e percentilen av uppmätta föroreningshalter i jord och grundvatten har utnyttjats för att utifrån antagna exponeringsvägar och -tider beräkna hälsoriskerna med den nuvarande markanvändningen (industrimark) (Tabell 5.1) (Bilaga 2:1). 90:e percentilen bedöms enligt Naturvårdsverket skatta en ”troligt men dåligt fall”. Föroreningsutbredningen i jord är heterogen och vi har därför utgått från resultatet av samtliga analyser inom EKA-området (oavsett djup). Hänsyn har inte tagits till att vissa områden är asfalterade, vilket minskar exponeringsrisken. Det dagliga bidraget för respektive exponeringsväg har beräknats och normaliserats mot respektive ämnes toxikologiska referensvärde (TRV) (jord, hud) eller toxikologiska referenskoncentrationer (RfC) (damm, ånga). Resultaten summeras med ev. bakgrundsexponering och uttrycks som andel av toxikologiska referenskoncentrationer för respektive ämne. Ett värde som understiger 1 innebär därmed att exponeringen inte bedöms ge upphov till negativa långtidseffekter med angivna exponeringsantaganden.

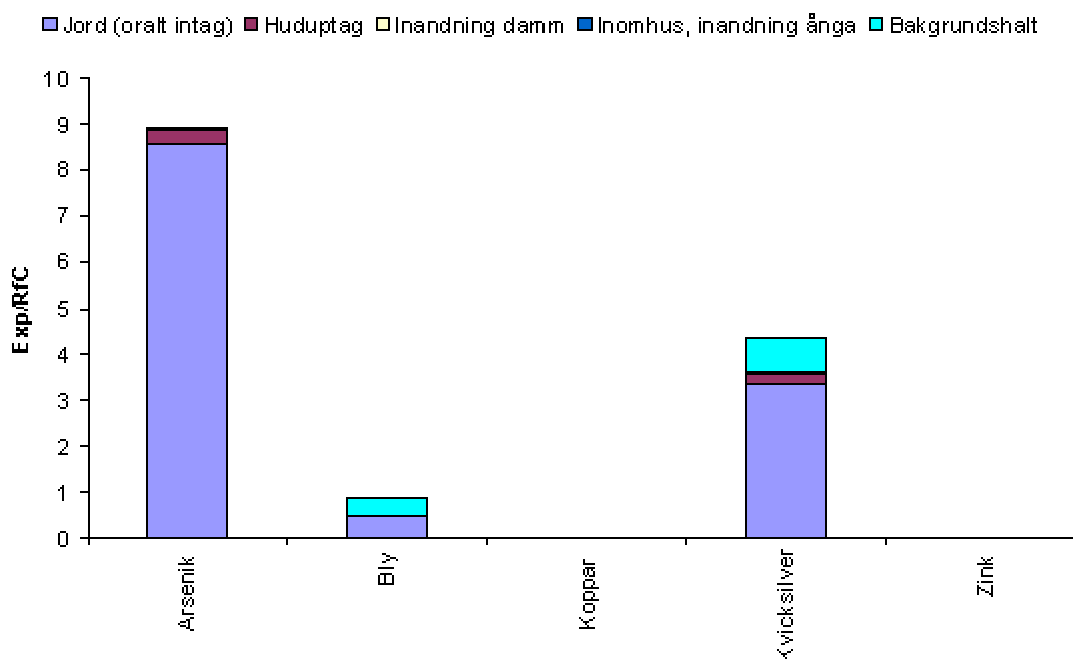
Med dagens användning som industriområde, och utgående från 90:e percentilen av uppmätta jordkoncentrationer finns risk för att hälsobaserade lågrisknivåer överskrids för arsenik, kvicksilver, och vissa av dioxinföreningarna (Figur 5.1a-c).

Baserat på maximalt uppmätta halter i jord beräknas även bly, kobolt och vissa PAH-föreningar (bens(a)pyren och fluoranten) den hälsobaserade lågrisknivån.

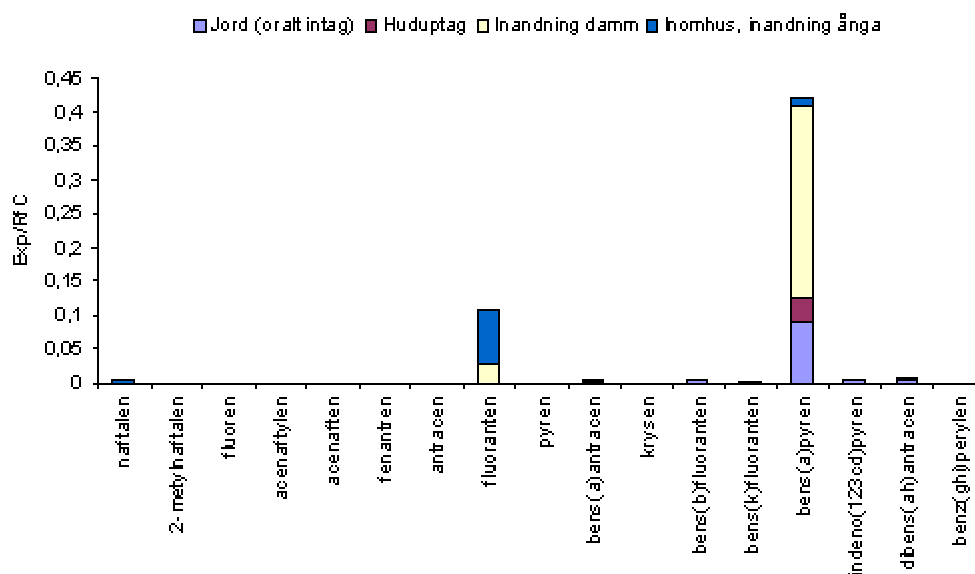
Inom framför allt område 1 och 2 finns risk för att människor redan vid ytterst litet intag av jord kan överskrida den hälsobaserade lågrisknivån.

Observera att bakgrundshalt ej har adderats för PAH- och dioxinföreningar. Den uppskattade genomsnittsexponeringen i Sverige via inandning av den cancerogena PAH-föreningen bens(a)pyren, översteg i början av 1990-talet den hälsobaserade lågrisknivån. Vid senare mätningar ligger t ex halterna i Stockholms luft (gatunivå) ca 10 gånger över lågrisknivån (IMM, Socialstyrelsen & Miljömedicin 2001). För dioxinerna bedöms bakgrundsbelastningen ligga i nivå med 90 – 100 % av det tolerabla intag, vilket medför att addition av bakgrundsbelastning leder till att samtliga analyserade dioxiner ligger nära eller över lågrisknivån (www.slv.se).

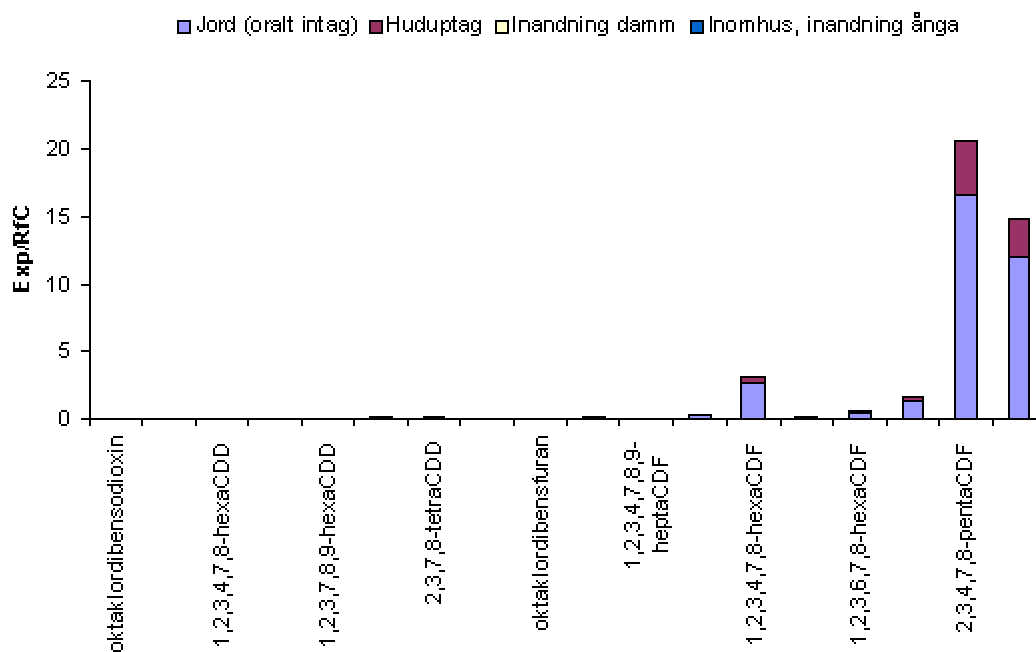
Halterna av klorerade alifater i analyserade jordprover och i porluft ovan grundvattenytan indikerar relativt låga halter av lättflyktiga ämnen (EKA 2002:2, EKA 2002:10). Med hänsyn till stor utspädning bedöms hälsoriskerna m a p PCE och dess nedbrytningsprodukter som små vid normal utevistelse i området. Förekomst av klorerade alifater medför att särskilda skyddsåtgärder måste vidtas för att reducera exponeringsrisk och/eller risk för störande lukter vid schaktning vid eller under grundvattenytan. Restriktioner för grundvattenuttag inom EKA-området bör upprättas.



Figur 5.1a. Beräknad daglig exponering baserad på 90:e percentilen av uppmätta metallhalter i analyserade prover. Kvoten Exp/RfC avser beräknad exponering normaliserad mot RfC (reference concentration, inandning) eller TDI (tolerable daily intake). Värde > 1 medför risk för att den hälsobaserade lågrisknivån överskrids.



Figur 5.1b. Beräknad daglig exponering baserad på 90:e percentilen av uppmätta PAH-halter i analyserade prover. Kvoten *Exp/RfC* avser beräknad exponering normaliserad mot *RfC* (reference concentration, inandning) eller TD (tolerable daily intake). Värde > 1 medför risk för att den hälsobaserade lågisknivån överskrids. Observera att bakgrundshalt ej har adderats.

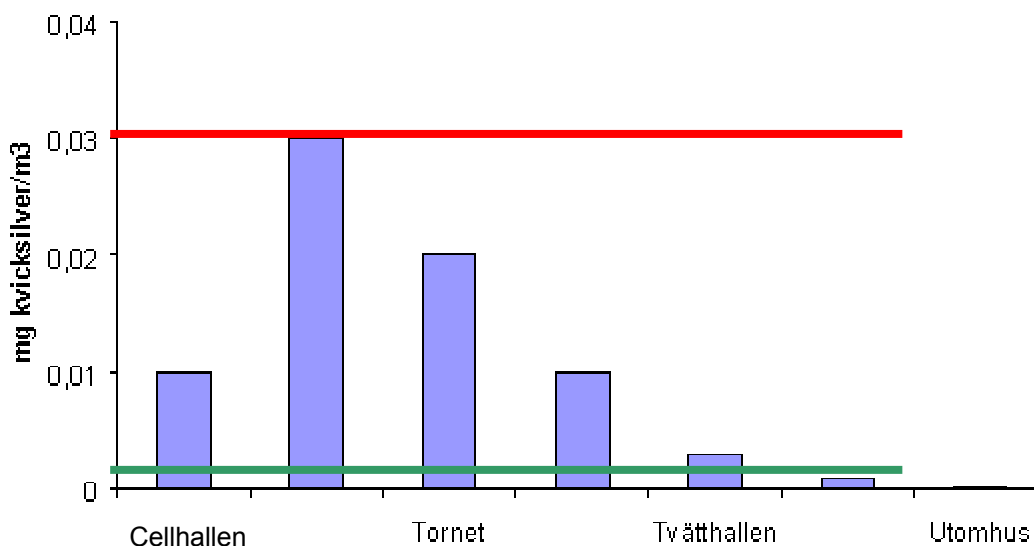


Figur 5.1c. Beräknad daglig exponering baserad på 90:e percentilen av uppmätta dioxinhalter i analyserade prover. Kvoten *Exp/RfC* avser beräknad exponering normaliserad mot *RfC* (reference concentration, inandning) eller TDI (tolerable daily intake). Värde > 1 medför risk för att den hälsobaserade lågisknivån överskrids. Observera att bakgrundshalt (ca 90-100% av tolerabelt dagligt intag) ej har lagts på. Addition av bakgrundshalt medför att samtliga analyserade dioxiner ligger nära eller över 1.

5.2.2 Byggnader

I cellhallen ligger uppmätta halter av kvicksilver i luft i ett fall i nivå med det yrkeshygieniska riktvärdet och överskrider rekommenderad lågrisknivå (EKA 2002:13) (Figur 5.2). Därutöver finns risk för exponering av kontaminerat byggnadsmaterial och damm. Det kan inte uteslutas att barn redan vid ett litet intag av byggnadsmaterial/damm kan få i sig relativt stora doser dioxin och kvicksilver.

De höga halterna av PCE och särskilt nedbrytningsprodukten vinylklorid, som påträffats i grundvatten och ledningssystem, utgör en risk för hälsofarliga halter i inomhusmiljö i befintliga och ev. nya byggnader inom område 1 och 2. Gasavgång kommer under lång tid att medföra att porluft i mark över grundvattenytan kommer att innehålla klorerade alifater. Inläckage kan ske via ledningssystem och sprickor i bjälklag och höga halter av vinylklorid har påträffats i en golvbrunn i cellhallen. Efter temporär tätning av brunnen var dock uppmätta halter av vinylklorid i inomhusluft under den hälsobaserade lågrisknivån.



Figur 5.2. Uppmätta halter i inomhusluft i EKA:s lokaler i jämförelse med Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärde (0,03 mg/m³) och hälsobaserad lågrisknivå (0,001 mg/m³).

5.2.3 Sediment och ytvatten

Föroreningshalterna i Bengtsbrohöljens ytvatten är låga och under eller i nivå med svenska eller internationella dricksvattenkriterier (EKA 2002:16). Kontakt med sediment kan ske vid bad och/eller hantering av ankare/ankarlinor etc. I två prover överskrider påträffade halter av dioxiner beräknade hälsobaserade riktvärden för sediment (Bilaga 2). Noteras bör dock att dessa prov är tagna på större djup (större än 10 m) vilket avsevärt reducerar exponeringsrisken.

Svenska riktvärden för dioxiner i yt- och grundvatten saknas. I undersökningar av dioxinhalter i dricksvatten har halter mellan 0,18 och 3,4 fg N-TEQ¹²/l rapporterats från ett fåtal undersökta vattenreningsverk (de Wit & Strandell 2000). Uppmätta dioxinhalter i ytvatten (4 – 80 fg TEQ/l)

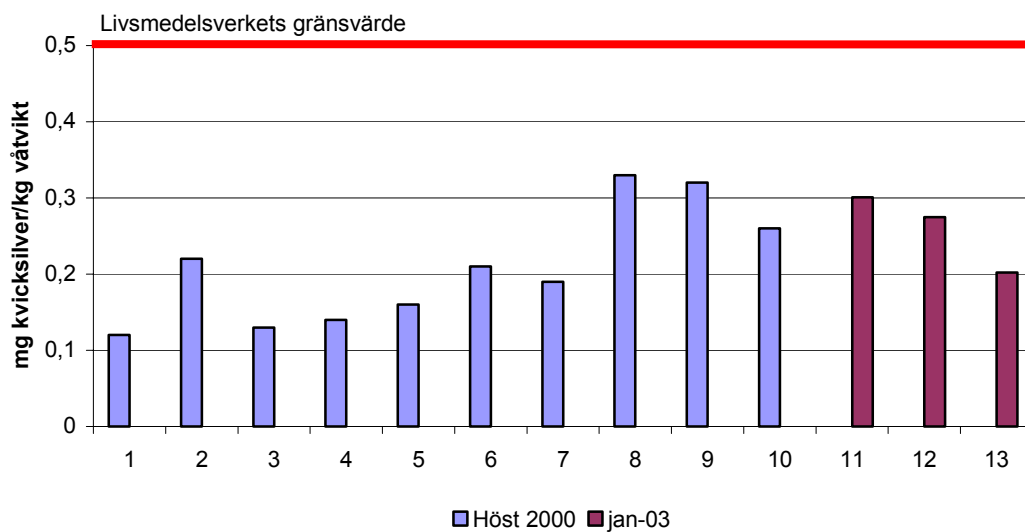
¹² Nordiska toxicitetsfaktor; omvandlingsfaktor för 1,2,3,7,8 PCDF är lägre (0,01) än i övrigt använda internationella toxicitetsfaktor enligt Kutz *et al* 1990 (0,05).

ligger under den holländska ”Serious Risk Concentration”-nivån för grundvatten (3 100 fg TEQ/l) men i nivå med eller över det amerikanska dricksvattenkriteriet (5 fg TEQ/l).

EU:s vetenskapliga livsmedelskommitté har angett det tolerabla dagsintaget till 2 pg TEQ/kg kroppsvikt, vilket för ett barn på 10 kg medför ett tolerabelt intag av ca 20 pg TEQ/dag (EG 2001, i Naturvårdsverket 2003). Baserat på uppmätta dioxinhalter, kan detta översättas till intag av mellan ca 250 - 5 000 l ytvatten/dag, förutsatt att barnet inte får i sig dioxiner från andra källor.

5.2.4 Intag fisk

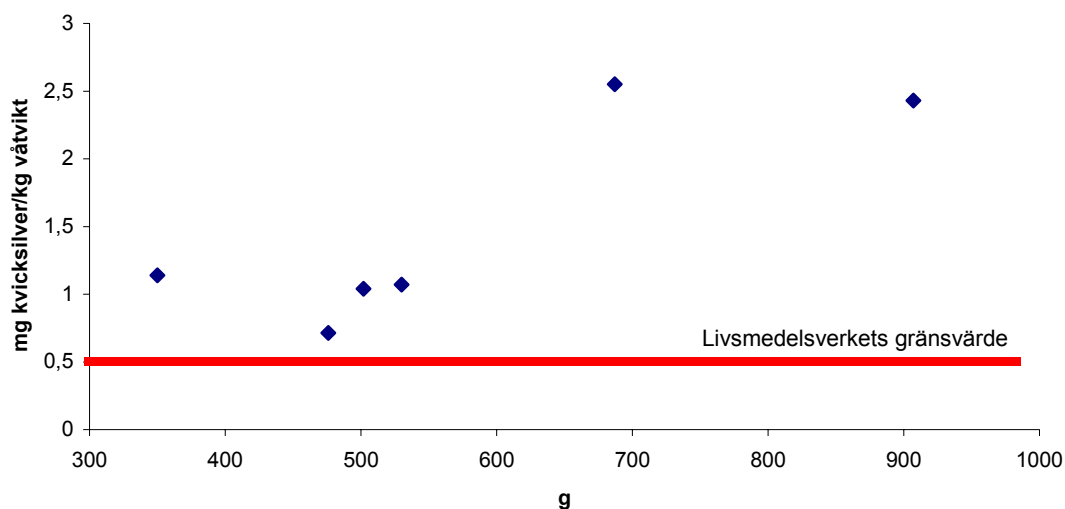
Kvicksilver har analyserats i abborre (honor längd 15-20 cm) från Bengtsbrohöljen vid två tillfällen inom ramen för projektet (2000, 2003) (Elert & Fanger 2001; EKA 2002:16). Uppmätta halter varierar mellan 0,11 och 0,35 mg Hg/kg vv¹³, med en medelhalt av 0,22 mg Hg/kg vv (Figur 5.3a). Analyserade abborrar var, enligt vikt – åldersförhållande i Elert & Fanger 2001, ca tre till fem år. Kvicksilver biomagnifieras¹⁴, vilket medför att halterna i större/äldre konsumtionsfisk förväntas vara högre. Uppföljande analyser på större abborre (honor, 30-40 cm, äldre än 8 år) visar halter över Livsmedelsverkets riktvärde (0,72 – 2,55 mg Hg/kg vv) (Figur 5.3b). För ytterligare resultat av analyser av kvicksilver i fisk, se avsnitt 5.3.2.3.



Figur 5.3a. Uppmätta halter av kvicksilver i abborre i Bengtsbrohöljen (honor, 15-20 cm) i jämförelse med Livsmedelsverkets gränsvärde.

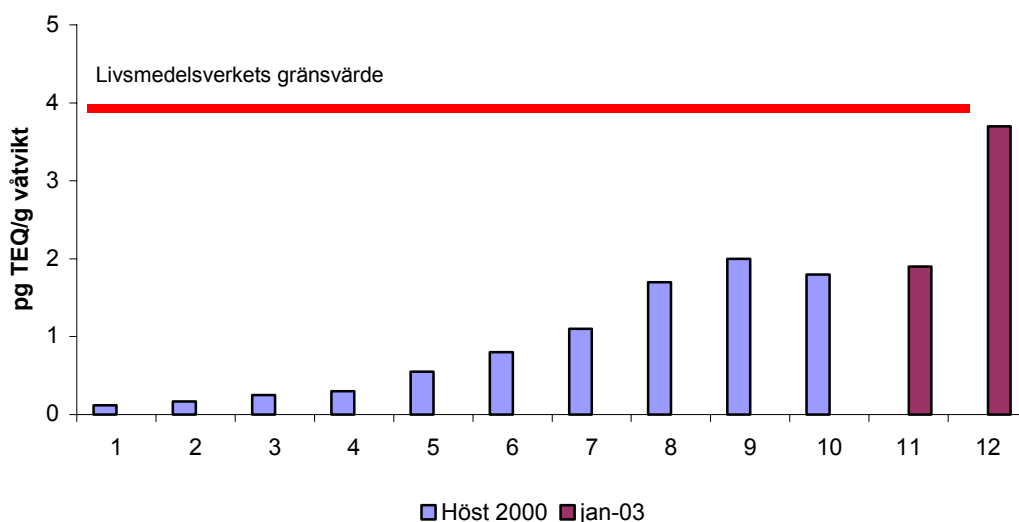
¹³ vv=våtvikt, färskvikt.

¹⁴ Biomagnifikation = ämnet ackumuleras i organismen och halterna ökar med trofnivå, dvs högre halter högre upp i näringskedjan. Högst halter förväntas därmed i äldre, fiskätande fisk.

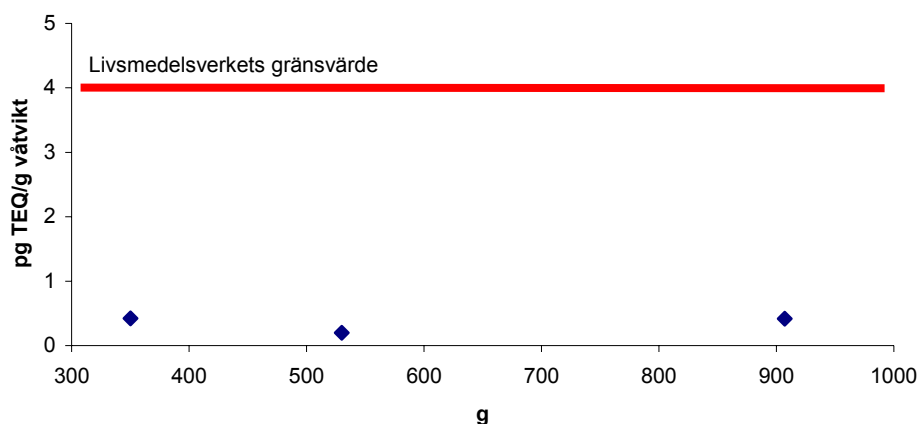


Figur 5.3b. Uppmätta halter av kvicksilver i abborre från Bengtsbrohöljen (honor, 30-40 cm, 350 – 900 g) i jämförelse med Livsmedelsverkets gränsvärde. Fiskarna fångades september 2003.

Uppmätta dioxinhalter i abborre (samlingsprov) från Bengtsbrohöljen (prov 1 – 5 och 11 – 12 i Figur 5.3c) varierar mellan 0,12 och 3,7 pg TEQ/g vv. Analyserade abborrar var, enligt vikt – åldersförhållande i Elert & Fanger 2001, ca två till sju år. Resultaten från Elert & Fanger 2001 tyder på att dioxiner biomagnifieras i abborre, d v s högre halter kan förväntas med ökande trofinivå. Uppföljande analyser på större abborre (honor, 30-40 cm, äldre än 8 år) visar dock halter mellan 0,2 och 0,42 pg TEQ/g vv, dvs i nivå med de mindre abborrarna och under Livsmedelsverkets riktvärde (Figur 5.3d).



Figur 5.3c. Uppmätta dioxinhalter i abborre och öring i Bengtsbrohöljen respektive Höljerudsforsarna i undersökningar hösten 2000 och vintern 2003. Prov 1-5 utgörs av samlingsprov på abborre i olika ålders-/storleksklasser (ca 2, 2-3, 4, 5 respektive 7 år). Samlingsprov 11 och 12 utgörs av 15-20 cm abborrhonor, motsvarande ca 4 år. Prov 6 – 10 är öring i olika storleks-/åldersklasser (ca 180 – 460 g vv). Enhet pg TEQ/g våtvikt.



Figur 5.3d. Uppmätta dioxinhalter och vikter i abborre (honor, 30-40 cm) från Bengtsbrohöljen, i jämförelse med Livsmedelsverkets gränsvärde. Fiskarna fångade september 2003. Enhet pg TEQ/g våtvikt.

Dioxinhalterna i öring från Höljerudsforsarna (prov 6 – 10 i Figur 5.3c) varierade mellan 0,8 och 2 pg TEQ/g vv (Elert & Fanger 2001). Analyserade öringar vägde ca 180 – 460 g. För ytterligare resultat av analyser av dioxiner i fisk, se avsnitt 5.3.2.3.

Med hänsyn till att vissa insjöfiskar innehåller förhöjda halter av miljögifter, rekommenderar Livsmedelsverket att flickor och kvinnor i barnafödande ålder inte bör äta abborre, gädda, gös, lake och ål mer än en gång i veckan (www.slv.se). Gravida kvinnor bör avstå från att äta dessa arter. Vildfångad lax och öring från Väneren och Vättern samt röding från Vättern bör inte konsumeras mer än en gång per månad.

Det rekommenderade tolerabla veckointaget av (metyl-)kvicksilver är 1,6 µg/kg kroppsvikt (FAO & WHO 2003). Nivån är anpassad för skydd för foster och spädbarn, som bedöms vara de mest känsliga grupperna. För en person på 70 kg medför detta ett tolerabelt intag av kvicksilver på ca 112 µg/vecka, vilket med uppmätta halter i större abborre (30-40 cm) motsvarar en konsumtion av mellan ca 44 – 157 g abborre/vecka. En normalportion av abborre uppgår enligt Livsmedelsverket (2002) till ca 125 g. Det finns därmed risk för att det tolerabla veckointaget av kvicksilver kan överskridas vid konsumtion av större abborre och annan rovfisk från Bengtsbrohöljen. För uppmätta halter i mindre abborre (15-20 cm) motsvaras det tolerabla veckointaget av ca 320 till 1 000 g abborre.

EU:s vetenskapliga livsmedelskommitté har angett det tolerabla veckointaget av dioxiner till 14 pg TEQ/kg kroppsvikt, vilket för en person på 70 kg medför ett tolerabelt intag av ca 980 pg TEQ/vecka (EG 2001, i Naturvårdsverket 2003). Baserat på uppmätta dioxinhalter i analyserad abborre, kan detta översättas till en konsumtion av mellan ca 265 - 8 000 g fisk/vecka, förutsatt att personer inte får i sig dioxiner från andra källor. Medelkonsumtionen av fisk uppgår enligt Livsmedelsverket 2002 till ca 35 g fisk/dag, d v s ca 245 g/vecka. Enligt Livsmedelsverket (2002) beräknas dock ca 50 % av dioxinintaget komma via andra födoämnen, vilket medför att veckointaget av fisk, baserat på högsta uppmätta halterna, bör ligga i storleksordningen 130 g/vecka. Om hänsyn tas till detta kan det tolerabla veckointaget överskridas även om föroreningshalten i fisk underskrider Livsmedelsverkets gränsvärde.

5.2.5 *Bevattning*

Vatten från Bengtsbrohöljen utnyttjas i viss omfattning för bevattningsändmål och koncentrationerna av kvicksilver och dioxiner har därför analyserats i två bevattningsföreningar (EKA 2002:16). Vid provtagningstillfället var skillnaderna i kvicksilver- samt dioxin-koncentrationer små mellan vatten taget från bevattningsföreningens pump (-ar) och ytvatten i Lelången och Bengtsbrohöljen. Kvicksilverhalten i analyserade vattenprover är låga och underskrider Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten och bakgrundshalter i Sverige. Uppmätta kvicksilverhalter i ytvatten bedöms inte utgöra någon fara vid bevattning.

Uppmätta dioxinhalter i ytvatten (4 – 80 fg TEQ/l) ligger under den holländska ”Serious Risk Concentration”-nivån för grundvatten (3 100 fg/l) men i nivå med eller över det amerikanska dricksvattenkriteriet (5 fg TEQ/l). För att minimera halterna av dioxiner och kvicksilver i vatten för bevattningsändamål är det av stor vikt att intagets placering och pumpkapacitet anpassas så att material från botten inte suggs upp. Vid höga flöden sker en större partikeltransport vilket ökar dioxinhalterna i ytvattnet.

5.2.6 *Platsspecifika riktvärden*

Platsspecifika riktvärden har beräknats för utnyttjande av området som industrimark samt planerat parkområde. Vid beräkningen har hälsoaspekter, miljöaspekter inom området och skydd för den närbelägna recipienten beaktats. Antaganden redovisas i Bilaga 2 och sammanfattas i Tabell 5.1.

Eftersom exponeringsrisken minskar om föroreningen finns på större djup, har platsspecifika riktvärden beräknats för olika djupintervall. Direktkontakt med föroreningar på djup större än 1 m har bedömts försumbara vid normal vistelse inom området och exponeringsrisken vid markarbeten bedöms liten med hänvisning till föreslagna fysiska och administrativa åtgärder (se avsnitt 8). Platsspecifika riktvärden har beräknats för fem fall och redovisas i sin helhet i Bilaga 2:2:

- Ytlig jord i parkområde (0-1m).
- Djupare belägen jord inom parkområde (> 1m).
- Ytlig jord inom industriområde (0-1m).
- Djupare belägen jord inom industriområde (> 1m).
- Jord under byggnader inom industriområde.

Beräknade platsspecifika riktvärden för ett urval av ämnen redovisas i Tabell 5.2. Beräkningen visar att de platsspecifika riktvärdena kan överskridas med avseende på kvicksilver i

- Planerade parkområden inom delområde 1 och 2.
- Industriområdet 3A.

och med avseende på dioxiner inom samtliga planerade park- och industriområden.

Om de platsspecifika riktvärdena uppfylls kan det medföra att höga föroreningshalter och därmed stora mängder föroreningar kvarlämnas, framför allt på större djup. De bakomliggande antagandena

medför också restriktioner på markanvändning, t ex avseende möjlighet att uppföra byggnader inom parkområden eller flexibilitet i markutnyttjande.

Gjorda exponeringsantaganden, planerad markanvändning och kraftig begränsning i kommande markutnyttjande medför att här beräknade platsspecifika riktvärden i vissa fall avviker från tidigare beräknade (Elert *et al* 2000).

Tabell 5.2. Beräknade platsspecifika riktvärden för jord för ett urval av ämnen. u. byggnad= under byggnad. För antagande om exponeringsvägar och tider se Tabell 5.1 och Bilaga 2. ND = Ingen data.

nivå	Parkområde		Industrimark			KM	MKM
	0-1 m	> 1 m	Ej bebyggt	Ej bebyggt	u. byggnad		
	0-1 m	> 1 m	0-1 m	> 1 m			
Metaller (mg/kg TS)							
Arsenik	15 ¹	60 000	20	60 000	60 000	15	40
Bly	200	8 400	400	8 400	8 400	80	300
Koppar	50	3 700	100	3 700	3 700	100	300
Kvicksilver	5	1 800	10	7 300	70	1	7
Zink	175	51 700	350	51 700	51 700	350	700
PAH (mg/kg TS)							
Naftalen	9	180	17	180	140	ND	ND
Bens(a)pyren	4	350	7	350	300	ND	ND
Dioxiner (ngTEQ/kg)							
Summa PCDD/PCDF	10	50 000 ²	500	50 000 ²	50 000 ²	10	250

¹ Anpassning till bakgrundshalt.

² Naturvårdsverkets generella ekotoxikologiska riktvärde för mindre känslig markanvändning

5.2.7 Akuta hälsoeffekter

Den kritiska koncentration då akuta toxiska effekter riskeras har beräknats för vissa ämnen (Tabell 5.3). Beräkningen baseras på att ett barn (10 kg) vid ett enstaka tillfälle äter 5 g förorenad jord (Naturvårdsverket 1997). De föreslagna platsspecifika riktvärdena för ytlig jord överstiger inte dessa beräknade värden. Uppgifter om akuttoxicitet är hämtade från Naturvårdsverket (1997), RIVM (2001) och ATSDR (2003). För bens(a)pyren har uppgift hämtats från oralt intag för mus.

Tabell 5.3. Kritisk koncentration över vilken akut toxiska effekter på barn inte kan uteslutas vid intag av 5 g förorenad jord.

	Akut toxicitet (mg/kg, dag)	Kritisk koncentration (mg/kg TS)
Arsenik	2	4 000
Kvicksilver	10	20 000
Bens(a)pyren	120	240 000

5.3 MILJÖRISKBEDÖMNING

Bedömningen av miljörisiker och -effekter baseras huvudsakligen på

- Jämförelser mellan rapporterade föroreningshalter i jord, vatten och sediment och internationella effektbaserade värden och/eller Naturvårdsverkets generella ekotoxikologiska riktvärden.
- Bottenfaunaundersökningar (strömlevande och profundal fauna) (art- och individförekomst, diversitet, missbildningsfrekvens)
- Provfiske (art- och individrikedom, längdfördelning, missbildningsfrekvens)
- Undersökning av nattsländelarver
- Föroreningshalter i fisk (upptag)

5.3.1 Inom området

Markområdet har under lång tid utnyttjats för industriändamål och utgörs till stora delar av utfyllda områden, vilket medför att miljöns skyddsvärde inom landområdet bedöms som lågt.

Vid jämförelse med Naturvårdsverkets generella ekotoxikologiska riktvärde för MKM (MKM_{ekotox}) kan konstateras att *högsta uppmätta halter* av många föroreningar (arsenik, bly, kobolt, koppar, kvicksilver, PAH-föreningar och dioxiner) överskrider riktvärdet. För flertalet ämnen och i merparten av analyserade prover ligger dock halterna under MKM_{ekotox} (90:e percentilen mindre än MKM_{ekotox}). Bly, koppar, kvicksilver och zink utgör därvid ett undantag. Detta medför att det finns risk för att ekologiska processer i marken påverkas, liksom risk för spridning till och negativa miljöeffekter i Bengtsbrohöljen och nedströms vattenområden. Beräknade platsspecifika riktvärden för jord med avseende på skydd av recipienten finns redovisade i Bilaga 2.

5.3.2 Bengtsbrohöljen

5.3.2.1 Ytvatten och sediment

Uppmätta föroreningshalter i ytvatten är låga och under refererade effektbaserade ekotoxikologiska kriterier (Tabell 3.3, 3.4) (EKA 2002:20; Elert & Fanger 2001).

Bly- och kvicksilverkoncentrationen i sediment ligger över respektive kraftigt över det kanadensiska ”Probable Effect Level”, medan övriga metallhalter underskrider eller ligger i nivå med detta värde (Tabell 3.5) (EKA 2002:16; EKA 2002:21). Dioxinhalterna ligger klart över internationella effektbaserade riktvärden. Uppmätta halter max-och medianhalter av PAH-föreningar i Bengtsbrohöljens sediment är förhöjda och för ca 25 % av de analyserade PAH-föreningarna ligger medianhalten över en trolig effektnivå.

Balk *et al* (1995) har visat att sediment från flera lokaler, däribland Bengtsbrohöljen, i Dalslands kanalsystemet (Lyssjön – Östebosjön) innehåller substanser som kan ge effekter på subcellulära processer (DNA adukt-nivåer, enzymaktivitet) och på individnivå (deformationer och letala effekter). Den semikvantitativt skattade relativa giftigheten (avseende deformationer och dödlighet)

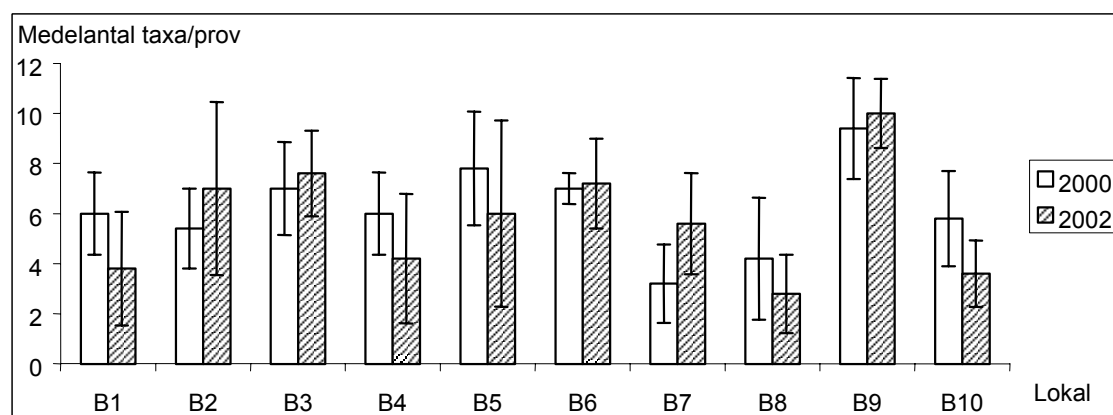
var högst i två sedimentprover tagna i närheten av EKA-området. Den relativa sedimenttoxiciteten i de två övriga undersökta stationerna i Bengtsbrohöljen låg i nivå med eller under bedömt opåverkade referenssjöar. Med tanke på att denna och tidigare undersökningar har visat att föroreningsituationen är relativt likartad inom Bengtsbrohöljen blir resultatet svårtolkat. När det gäller EROD¹⁵ induktion gav sediment taget omedelbart utanför EKA-området en hög respons, medan de övriga lokalerna från sjön låg i nivå med eller under referenssjöarna. För EROD induktion i laxyngel, låg responsen från sediment från Bengtsbrohöljen i nivå med effekterna av sediment från övriga undersökta provlokaler i Dalslands kanalsystemet.

5.3.2.2 Bottenfauna

Resultat av genomförda bottenfaunaundersökningar (profundalfauna) i Bengtsbrohöljen visar på ett förhållandevis högt artantal och en likartad artsammansättning vid samtliga provlokaler (EKA 2002:16; Elert & Fanger 2001). Bland de påträffade arterna fanns istidsrelikter vilket visar på höga naturvärden i sjön. Trots att höga halter av kvicksilver och dioxin mätts upp i sjöns sediment bedöms inte faunans sammansättning på djupbottnarna vara kraftigt påverkad. En negativ påverkan indikeras dock genom att mundelsskador observerades på fjädermyggselarver i provlokaler närmast EKA-området. Artsammansättning är likartad jämfört med undersökningen 2000. Även individtätthet och artantal varierar förhållandevis lite jämfört med den tidigare undersökningen (Figur 5.4).

Undersökning av strömbottenfauna visade en artrik och väl varierad fauna vid Bengtsbrohöljens in- och utlopp (Ericsson & Vought 2001). Ett stort antal känsliga indikatorarter och flera ovanliga arter påträffades vilket medförde att faunan bedömdes som opåverkad av föroreningar samt att naturvärdena bedömdes som höga. Variationer i artsammansättning mellan in- och utlopp tolkades som en effekt av regleringen vid inloppet.

Nät från en nattsländeart (*Hydropsyche sitalai*) undersöktes med avseende på typ och frekvens av fel vid Bengtsbrohöljens in- och utlopp (Ericsson & Vought 2001). Inga signifikanta skillnaderna erhöles mellan inlopp och utlopp, dock noterades en högre andel fel samt mindre nät vid utloppet vilket kan tyda på föroreningspåverkan. Den relativt höga andelen fel vid inloppet kan indikera påverkan från uppströms belägna vattenområden.

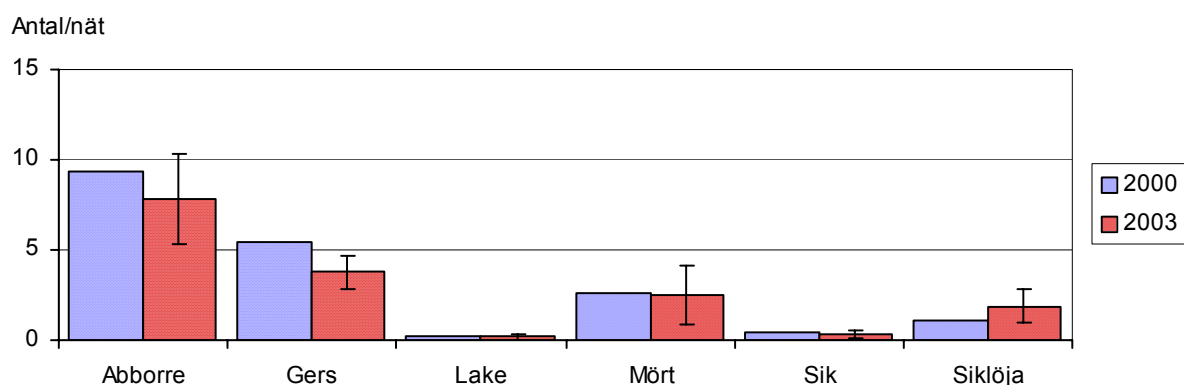


Figur 5.4. Medelantal taxa/prov vid provtagning av profundal bottenfauna i Bengtsbrohöljen vid undersökningarna 2000 och 2002. Felstaplar anger 95 % konfidensintervall. Från EKA 2002:16.

¹⁵ Test som mäter cellers förmåga att metabolisera 7-etoxyresorufin till resorufin.

5.3.2.3 Fisk

Fiskfaunan bedöms normal för en relativt djup och näringsfattig sjö och den senaste utförda undersökningen visade god överensstämmelse med tidigare utförda undersökningar (EKA 2002:17; Elert & Fanger 2001) (Figur 5.5). Frekvensen av yttre skador var låg. Inga sår eller fensskador noterades och frekvensen ryggradskrökning var låg. Eventuell påverkan från föroreningar relaterade till EKA-området kunde inte ses i undersökningen.



Figur 5.5. Antalsfördelning av de mest frekventa arterna vid provfiske 2000 och 2003. Felstaplarna visar 95% konfidensintervall. Från EKA 2002:17.

Uppmätta halter av kvicksilver i abborre (15-20 cm) från Bengtsbrohöljen varierar mellan 0,1 och 0,3 mg/kg vv (Figur 5.3a). Kviksilver biomagnifieras, vilket medför att halterna i större/äldre fisk är högre. I mindre abborrar ses ingen ökning med ökad längd eller vikt, vilket kan förklaras av att analyserade fiskar troligen inte har övergått till fiskdiet. I större abborre (30-40 cm) är halterna av kvicksilver väsentligt högre, mellan 0,7 – 2,6 mg/kg vv (Figur 5.3b).

I tidigare undersökningar har halter upp mot ca 0,3 mg kvicksilver /kg vv uppmätts i abborre från Bengtsbrohöljen. Halterna i fisk från Bengtsbrohöljen, liksom i Västra Laxsjön och möjligen Lelången, var högre än i övriga undersökta sjöar inom Dalslands kanal (Grahn & Sangfors 2000) (Figur 2.2). Enligt uppgifter i Grahn & Sangfors (2000) tyder analyser utförda på gädda från Bengtsbrohöljen och Lelången på halter på ca 0,9 – 1 respektive 0,5 – 0,6 mg Hg/kg vv (undersökningar utförda under 1970- och 80 talet, ursprungsmaterialet har ej varit tillgängligt för genomgång). I andra sjöar inom avrinningsområdet (t ex Råvarpen) uppmättes halter över 2 mg Hg/kg vv i gädda under 1960-talet, med lägre halter (0,5 – 0,7 mg Hg/kg vv) i uppföljande analyser i under 1980-talet. Såvitt känt har inte uppföljande analyser av gädda gjorts i Bengtsbrohöljen.

Vid undersökningar av kvicksilver i abborre i Lelången (längd 20-23 cm) och Fillingsjön (längd 15-25 cm) under 2000, varierade halterna mellan 0,14-0,5 respektive 0,3-0,9 mg Hg/kg vv (Elert & Fanger 2001). Medelhalterna låg på 0,3 respektive 0,5 mg Hg/kg vv. En faktor som kan påverka kvicksilverhalten i Fillingsjön är att sjön är humös. I Västra Sol Sjön, som bedöms vara en klarvattensjö liknande Bengtsbrohöljen men utan kända direkta utsläpp, låg medelhalten på ca 0,2 mg Hg/kg vv år 2000. Analyser har genomförts under flera år, med relativt stora mellanårsvariationer (1991 – 1998: < 0,05 – 0,21 mg Hg/kg vv) (Elert & Fanger 2001). Som ytterligare jämförelse kan nämnas att medelhalten kvicksilver i abborre från Vänern vid undersökningar 2002 varierade mellan ca 0,12 och 0,16 mg/kg vv (storlek 18,4 – 20 cm) (Grotell 2003). I undersökta

Väner-gäddor varierade halterna i mellan 0,34 och 0,49 mg Hg/kg vv (Grotell 2003). Vid analys av öring, lake och röding från Väner och Vättern varierade kvicksilverhalterna mellan ca 0,25 och 0,5 mg/kg vv (Naturvårdsverket 2003).

Kvicksilverhalterna i mindre abborre (15-20 cm) från Bengtsbrohöljen avviker, trots höga halter i sedimenten, inte markant från halterna i andra sjöar inom avrinningsområdet. I undersökning av abborre i Dalslandskanalssystemet kunde inget generellt samband mellan kvicksilverhalter i sediment och fisk konstateras sannolikt beroende på att upptaget i fisk styrs av kvicksilvrets förekomstform och omgivningsfaktorer som tex näringsstatus (Grahn & Sangfors 2000). Högre halter i abborre (15 - 20 cm) har konstaterats vid betydligt lägre föroreningshalter i sediment i andra vattensystem, t ex Svartsjöarna (Hultsfreds kommun), Tollare (Nacka kommun) och sjön Turingen (Nykvarns kommun).

Uppmätta halter av dioxiner i abborre (0,12 - 3,7 pg TEQ/g vv) och öring (0,8 – 2 pg TEQ/g vv) visar att ett upptag sker (Figur 5.3c,d). Furankongener utgör mellan ca 80 och 90 % av det totala dioxin och furankoncentrationen i fisk. Resultaten från Elert & Fanger 2001 visar att dioxinhalterna ökar signifikant med storlek på abborre. Dioxinhalten i öring tenderade att öka med storleken av öring. En kraftig biomagnifiering av dioxiner visades för abborre men ej för öring. Halterna i analyserade större abborrar (30-40 cm) låg dock i nivå med analyserade 15-20 cm abborrar (Figur 5.3c,d).

Tidigare mätningar av dioxinhalter i öring och gädda från Bengtsbrohöljen har visat halter i storleksordningen 1,4 respektive 1,6 pg TEQ/g vv (Bergek *et al* 1991, i Grahn & Sangfors 2000). Vid jämförelse av dioxinhalter i fisk från olika delar av landet kan konstateras att stora variationer finns mellan arter, geografiskt område och olika mättillfällen (de Wit & Strandell 2000) (Figur 5.3b). Vid en av de senare undersökningarna av fisk från Väner och Vättern (öring, lake, röding) varierade dioxinhalterna mellan 0,65 och 4,8 pg WHO-TEQ/g vv (Naturvårdsverket 2003).

Fiskdöd i Bengtsbrohöljen har inträffat under vår/försommar vid höga vattenflöden vid flera tillfällen (bl a 1987, 1997 och 1999) (Grahn & Sangfors 2000). Ingen fiskdöd noterades vid de extrema flödena november – december 2000. En rad olika tänkbara orsaker har föreslagits (syrebrist, försurning, föroreningssituationen, snabba temperaturökningar, gasövermättnad och gasblåsesjuka, parasiter och sjukdomar från fiskodling). Slutsatsen av Grahns och Sangfors utredning är att det är svårt att peka ut någon specifik föroreningsbelastning eller annan faktor som orsak till den uppmärksammade fiskdöden. Att föroreningssituationen i sig i kombination med höga vattenflöden orsakar akut dödlighet hos fisk bedöms som osannolik. Däremot utesluter inte Grahn och Sandefors att föroreningarna kan leda till att en allmän konditionsnedsättning och en ökad fysiologisk stress hos fisk.

5.3.2.4 Övervägande avseende åtgärder i Bengtsbrohöljen

Föroreningshalterna i Bengtsbrohöljens sediment är höga i relation till bakgrundshalter och effektbaserade nivåer. Baserat på följande har efterbehandlingsåtgärder i sjön (annat än i områden som direkt berörs av entreprenadarbeten, se vidare under avsnitt 8) inte bedömts motiverade i relation till insatser inom landområdet:

- Föroreningsmängderna i sjön (ca 150 kg kvicksilver och 6 g dioxin) är väsentligt mindre än inom landområdet samt fördelade på en större yta (Elert & Fanger 2001). Detta medför en högre kostnad per reducerad mängd förorening jämfört med åtgärder inom landområdet.

- Ytliga sediment har lägre föroreningshalt, vilket tyder på en långsam förbättring av bottenförhållandena.
- I delar av närområdet (området runt ångbåtsbryggan), där föroreningshalterna i sediment är högre, indikerar datering och analyser att sedimenten är relativt opåverkade av erosion och omblandningsprocesser och att en överlagring genom nysedimentation sker.
- Miljöstörande effekter har noterats på subcellulär- och individnivå, men det akvatiska systemets struktur (bottenfauna och fiskpopulationers art- och individrikedom, diversitet) bedöms inte avvika från jämförbara sjöar med väsentligt lägre föroreningshalter. Sannolikt kan därmed även ekosystemets processer upprätthållas på en acceptabel nivå.
- Inflödet av kvicksilver och dioxiner från uppströmskällor har beräknats till i storleksordningen 0,7 kg/år respektive 20 mg TEQ/år. Det är ca två respektive tre gånger mer än beräknad tillförsel till sjön från landområdet. Tillskottet från uppströmsområden kan härröra från naturlig bakgrund, historiska emissioner och utsläpp upplagrade i mark och sediment och/eller från långväga lufttransporterade emissioner. Uppströms källor, t ex anläggning för kvicksilverbetning, historiskt luftburna och deponerade föroreningar från EKA-fabriken och/eller nedlagda massafabriker, har identifierats men ej kvantifierats. Sanering av Bengtsbrohöljen utan åtgärd av uppströms källor kan därmed medföra viss risk för återkontaminering av åtgärdade områden. Vid passage genom Bengtsbrohöljen indikeras ett nettotillskott av kvicksilver och vissa dioxinkongener till vattenmassan. Den beräknade tillförseln av kvicksilver och dioxiner från EKA-området utgör 400 % respektive 50 % av nettotillskottet, vilket motiverar åtgärder inom landområdet.

6 POTENTIELLA MILJÖ- OCH HÄLSORISKER

Inom ramen för projektet har flera potentiella skadehändelser identifierats vilka inom rimligt överskådbar framtid (100-talet år) kan leda till ökade exponeringsrisker och väsentligt ökad spridning med påföljande miljörisker om inga åtgärder vidtas:

- *Naturkatastrofer och förändring av klimat.* Kraftig ökning av vattenföringen på grund av dammbrott eller klimatförändringar bedöms påtagligt kunna öka erosionen av förorenad jord från området. Erosion av ca 1 m³ högkontaminerad jord från udden kan leda till att ca 4 års uttransport av kvicksilver sker momentant (ca 1,5 kg). Även grundvattenförhållandena kan förändras och leda till både ökad lakad volym jord och förändrade kemiska förutsättningar.
- *Förändrade grundvattenförhållanden.* Ändrade flöden eller strömningsriktning för grundvatten kan leda till förändrade utlakningsförhållande.
- *Mänsklig påverkan.* Mänskliga ingrepp på området genom schaktning eller liknande på grund av att områdets höga föroreningsinnehåll glömts bort, förbisets eller underskattats ökar risken för spridning och exponering av föroreningar. Ändrad markanvändning eller minskad andel hårdgjorda ytor ökar risken för exponering. Inträngning av gas (PCE med nedbrytningsprodukter och kvicksilver) kan medföra hälsorisker om byggnader uppförs. Eftersatt underhåll av förorenade byggnader (framför allt cellhallen) kan leda till ökad spridning av kvicksilver från det lättlakade konstruktionsmaterialet samt underliggande högkontaminerade jordmassor. Förändrad användning av lokalerna och minskad luftomsättning kan leda till ökade hälsorisker.
- *Olyckor.* Brand, brott på vattenledningar, tankbilsolyckor är exempel på olyckor som kan öka föroreningsspridningen från EKA-området.

- *Kemisk förändring.* Lakförsök visar att en ökad spridningsrisk via vatten föreligger för metaller om pH sjunker avsevärt och om redoxpotentialen blir låg (mot anaeroba förhållanden). Detta innebär att spridningen kan öka på sikt om sur nederbörd infiltrerar och påverkar pH eller om syreförhållandena ändras t.ex. genom höjd grundvattenyta eller reducerat vattenflöde. Anaeroba förhållanden kan också leda till en ökad metylering av kvicksilver. Lägre syrehalter medför dock, om närsalter och elektronacceptorer finns tillgängliga, att förutsättningarna för nedbrytning av de klorerade alifatiska kolvätena (PCE med nedbrytningsprodukter) ökar.
- *Ökad närsaltbelastning i sjösystemet* kan leda till högre biologisk produktion i sjösystemet vilket ökar syretärande nedbrytning av organiskt material, framför allt på djupare belägna ackumulationsbottnar. Syrebrist kan leda till ökad metylering av kvicksilver, med ökad toxicitet och ökad ackumulering i akvatiska organismer som följd. En högre biomassa i sjösystemet kan dock också leda till en ”biologisk utspädning” av föroreningar, med lägre föroreningskoncentrationer i exempelvis växtplankton som följd.

7 FÖRSLAG TILL ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

Miljö- och hälsoriskbedömningen har visat att det i dagsläget finns hälsorisker vid vistelse inom området och i cellhallsbyggnaden. Beräknade platsspecifika riktvärden överskrider inom stora delar av det aktuella området. Spridning av föroreningar till Bengtsbrohöljen pågår, vilket med tanke på de stora föroreningsmängderna är en process som kommer att pågå under mycket lång tid. Detta medför att miljö- och hälsorisker i dagsläget motiverar åtgärder inom landområdet. Därutöver har flera potentiella skadehändelser identifierats vilka inom rimligt överskådbar framtid (100-talet år) kan leda till ökade exponeringsrisker och väsentligt ökad spridning med påföljande miljörisker i recipient och nedströms vattenområden om inga åtgärder vidtas.

Projektets målsättning är att långsiktigt och hållbart minska befintliga och potentiella miljö- och hälsorisker relaterade till EKA-området.

7.1 SKYDD AV MÄNNISKORS HÄLSA

Området ska kunna utnyttjas för rekreation och lättare industriändamål. För skydd av människors hälsa ska normal vistelse i området inte innebära någon hälsofarlig exponering för föroreningar i mark. Detta innebär att humantoxikologiska lågrisknivåer inte ska överskridas.

7.2 SKYDD AV OMGIVANDE MILJÖ

Nuvarande och framtida spridning till Bengtsbrohöljen och vattensystemet nedströms ska reduceras. Åtgärderna i sig ska inte leda till långsiktigt ökade risker för föroreningsutbredning.

8 ÅTGÄRDSUTREDNING

8.1 ALLMÄNT

Denna åtgärdsutredning baseras på genomförd hälso- och miljöriskbedömning för EKA-området och tar hänsyn till tillämpbara lagar och föreskrifter. Övriga hänsyn, som är relaterade till samhällets policy och miljömål (bl a i kretsloppspropositionen 2002/03:117 och i de nationella miljömålen) samt andra intressen i samhället (Bengtstors kommuns, Naturvårdverkets, Länsstyrelsens, kringboendes m fl), behandlas i miljöriskvärderingen, vilken ger den slutliga prioriteringen avseende efterbehandlingsåtgärderna.

Efterbehandlingsåtgärderna (i fortsättningen benämnt åtgärder) kring EKA-området ska uppnå de övergripande åtgärdsmålen och har främst två syften:

- att hindra spridning av föroreningarna till omgivningen.
- att minska exponeringen av föroreningarna.

Det ena ytterligheten är att riva alla byggnader som är förorenade eller som ligger på förorenad jord samt att gräva upp och transportera bort alla förorenade massor. Kostnaden för åtgärden ligger i storleksordningen 600 Mkr.

Mot bakgrund av miljö- och hälsoriskbedömningens resultat är kostnaderna i förhållande till miljönyttan orimligt stora för ett totalt bortskaffande av förorenad jord och byggnader. Föroreningarna förekommer från markytan till flera meters djup, varav en betydande del ligger under grundvattenytan, och själva grävningen skulle behöva säkras med avancerade skyddsåtgärder. Som framgår av avsnitt 8.7 är dessutom deponeringen komplicerad, särskilt när det gäller kvicksilverhaltigt material.

Den andra ytterligheten är att låta samtliga förorenade byggnader och jordmassor ligga kvar på området och att säkra området så att spridningen och exponeringen av föroreningarna minimeras. Åtgärderna skulle i det fallet inriktas på att bygga barriärer av olika slag som är åtkomliga och reparerbara. Kontroll ingår också i detta alternativ i syfte att fortlöpande verifiera barriärernas funktion. Kostnaderna för beständiga barriärer är betydande, men mindre än kostnaderna för total uppgrävning och borttransport av massorna.

Enbart barriärer är inte heller, i likhet med totalt bortskaffande, motiverat av hälso- och miljöskäl, eftersom uppenbara miljö- och hälsorisker kvarstår i ett sådant fall i framtiden. En sådan risk är cellhallsbyggnaden som vid ett bevarande kräver ”evigt” underhåll av tak och väggar på grund av att byggnadsmaterialet är lakbart i så hög grad att det i dess nuvarande form inte ens kommer att få tas emot på en deponi för farligt avfall. Åtgärdsalternativen kommer därför att omfatta en blandning av de båda ytterligheterna, dvs. att låta vissa förorenade massor ligga kvar och bygga barriärer men att också omdisponera, behandla och/eller bortskaffa samt deponera förorenade massor.

Framtida markanvändning styr i hög grad åtgärdernas omfattning och det har förutsatts i riskanalysen och åtgärdsutredningen att området utnyttjas på följande sätt i framtiden (se Figur 8.1):

- område 1, 2A och 2B ändras till parkmark, där byggnaderna rivs och inga nya byggnader uppförs.
- område 3A förblir mark för lätt industri (idag en bilaffär).
- område 3B förblir mark för lätt industri (idag bussgarage och en bensinstation).
- område 3C blir parkmark (genomfartsväg bevaras) med utrymme för en mindre administrationsbyggnad för båttrafiken.

Styrande för åtgärdernas omfattning och utförande är dagens miljö- och hälsorisker, och, i än högre grad, hälso- och miljörisker som följd av framtida möjliga skadehändelser och deras konsekvenser. I Tabell 8.1 listas identifierade miljö- och hälsorisker i nuläget och de händelser som medför eller kan medföra skada, skadans art samt de åtgärder som reducerar, eller i bästa fall eliminerar, skadans effekter.

I efterföljande avsnitt beskrivs tänkbara åtgärder för EKA-området, åtgärdernas förväntade hälso- och miljöeffekt samt åtgärdernas kostnader. Åtgärderna ska uppfylla kraven på att vara tekniskt genomförbara, ekonomiskt försvarbara och miljömässigt motiverade. Redovisningen har därför hållits så ”öppen” som möjligt så att teknik, hälso- och miljöeffekter samt kostnader i möjligaste mån kan jämföras för varje åtgärd, men också i kombination med annan åtgärd. I avsnitt 8.9 redovisas åtgärds kombinationer med olika ambitionsnivåer och där görs också en bedömning av de totala kostnaderna för nivåerna.

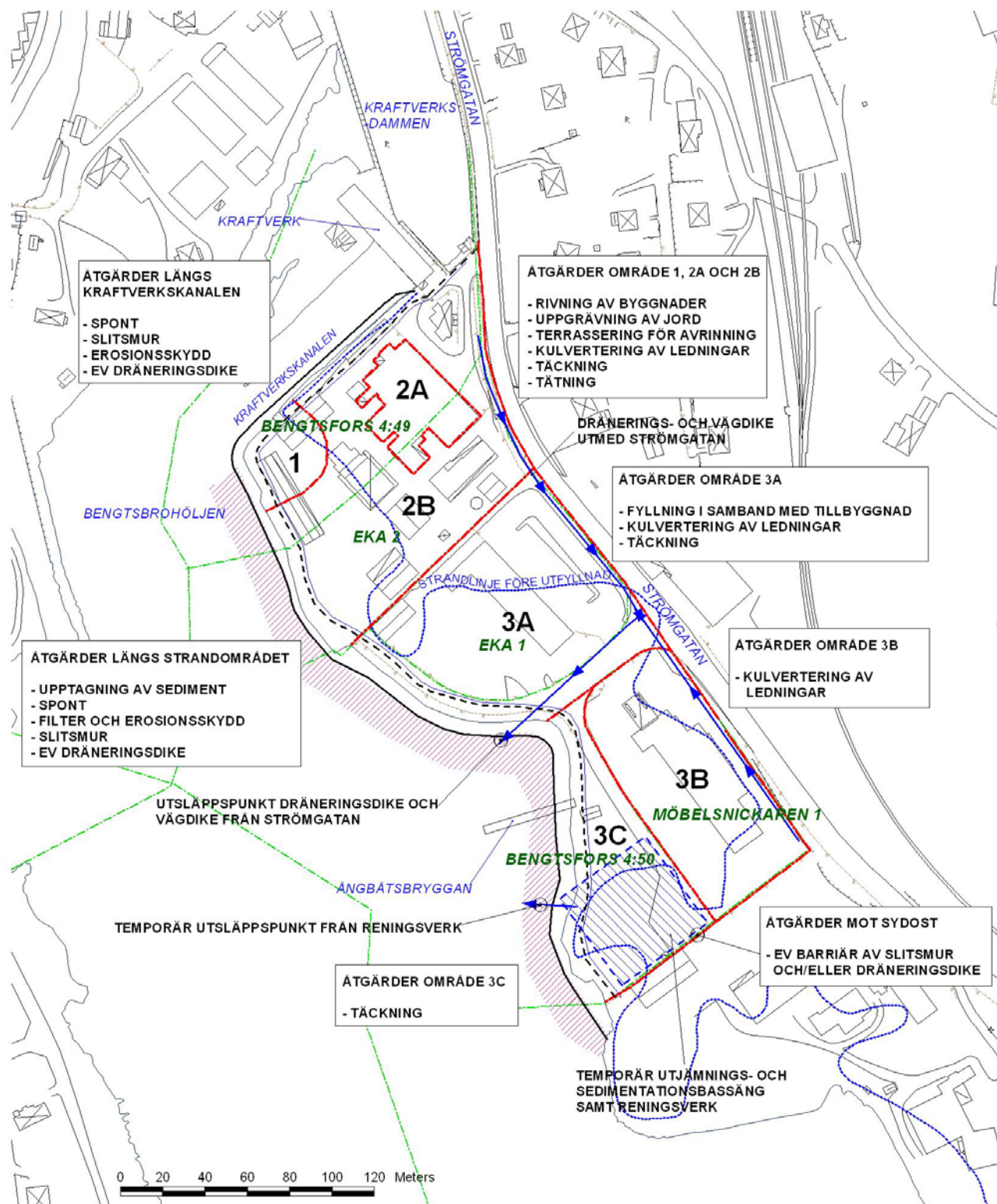
Det område som är aktuellt för åtgärder visas i Figur 8.1. Område 3B omfattas inte av projektet, men detta område har ingått i utredningarna kring EKA-området och åtgärderna på område 3B kommenteras därför endast mycket kort i denna rapport. Befintlig bostadsfastighet omedelbart nordost om område 2 omfattas inte av projektets undersökningar och åtgärder.

Tabell 8.1. Miljö- och hälsorisker i nuläget samt tänkbara skadehändelser, konsekvenser samt åtgärdsförslag

Miljö- och hälsorisker nuläge		Åtgärdsförslag för att minska miljö- och/eller hälsorisk	Potentiell skada av åtgärd	Kommentar
1.	Exponering för kvicksilver och dioxiner i cellhallsbyggnaden.	Rivning av cellhallsbyggnaden.	Spridning och exponering av föroreningarna i samband med rivningen och anläggningsarbetena.	Tält, ventilation och filtrering av luft är viktigaste skyddsåtgärden vid rivningen.
2.	Exponering av höga halter i ytlig jord.	Horisontell barriär (täckning). Uppgrävning av förorenade massor.	Ingen potentiell skada identifierad för horisontell barriär. Stor risk för utsläpp till Höljen om grävning sker utan barriär.	Barriär (spont) skyddsåtgärd.
3.	Spridning av föroreningar <ul style="list-style-type: none"> - via grundvatten till Bengtsbrohöljen (partikulär eller löst fas) - via damning och gasavgång 	Horisontell barriär (täckning) Barriär mot föroreningsspridning. Barriär för att reducera vattenflöde Uppgrävning av förorenade massor.	Ingen väsentlig skada identifierad. Ingen väsentlig skada identifierad. Ingen väsentlig skada identifierad. Stor risk för utsläpp till Höljen om grävning sker utan barriär. Risk för avgång av damm och PCE till luft.	Tätning/täckning Filter (partikel-, sorptions-, reaktivt filter) Slitsmur mot kraftverk. Övre dräneringsdike. Barriär (spont) skyddsåtgärd.
Potentiell skadehändelse	Effekter utan skyddsåtgärd	Åtgärdsförslag för att förebygga och/eller mildra skada	Potentiell skada av åtgärd	Kommentar
4.	Okontrollerad grävning i området.	Exponering och spridning av föroreningar i och utanför området.	Administrativa åtgärder i detaljplan som kräver bygglov inför alla markarbeten i området.	Ingen potentiell skada identifierad.
5.	Okontrollerad markanvändning.	Exponering och spridning av föroreningar i och utanför området.	Administrativa åtgärder i detaljplan som kräver bygglov inför all ändrad markanvändning i området.	Ingen potentiell skada identifierad.
6.	Okontrollerad användning av cellhallen.	Exponering av främst kvicksilver.	Rivning av cellhallsbyggnaden.	Spridning och exponering av föroreningarna i samband med rivningen. Tält, ventilation och filtrering av luft är den viktigaste skyddsåtgärden vid rivningen.

Potentiell skadehändelse	Effekter utan skyddsåtgärd	Åtgärdsförslag för att förebygga och/eller mildra skada	Potentiell skada av åtgärd	Kommentar
7. Brand i cellhallsbyggnaden.	Spridning av föroreningar till luft och vatten via rök och släckvatten.	Rivning av cellhallsbyggnaden.	Spridning och exponering av föroreningarna i samband med rivningen.	Tält, ventilation och filtrering av luft är den viktigaste skyddsåtgärden vid rivningen.
8. Eftersatt underhåll av cellhallsbyggnaden.	Ökat utlösning av främst kvicksilver från byggnadsmaterial och undergrund.	Rivning av cellhallsbyggnaden.	Spridning och exponering av föroreningarna i samband med rivningen.	Tält, ventilation och filtrering av luft är den viktigaste skyddsåtgärden vid rivningen.
9. Brand i övriga byggnader i området.	Ökad spridning av föroreningar mot Höljen. Stora mängder släckvatten kan medföra erosion av jord i markytan och ökad omsättning av vatten i förorenade markpartier.	Täckning av ytnära föroreningar. Barriär mot Höljen.	Vid installation av barriär kan grumling från sediment ske.	Borttagning av sediment, skyddsåtgärd mot grumling.
10. Vattenledningar springer läck i området. Avloppsledningar går sönder och medför läckage.	Ökad (temporär) vattenomsättning i området. Lagning innebär grävning i förorenat område som medför exponerings- och spridningsrisk.	VA-ledningar läggs i kulvertar som är lättåtkomliga. Kulvertar läggs i stråk som rensats från förorenad jord.	Uppgrävning för kulvert medför viss risk för exponering och spridning av föroreningar.	Kulverteringen avser försörjning till byggnaderna i område 3A, 3B och 3C samt kulvert för ledningar utmed områdets strandlinje till centrala Bengtsfors.
11. Drivmedelscistern eller annat läckage från bensinstationen i område 3B.	Risk för ökad löslighet av dioxin i jordmassorna mot Ekagatan, vilket medför ökad spridningsrisk av dioxiner mot Höljen.	Uppsamling av läckande drivmedel via invallade cisterner. Varningsgivare monteras inom invallningen.	Ingen potentiell skada identifierad.	Skyddsåtgärden ligger inte inom projektets ansvarsområde. Regleras med tillsynsmyndigheten.
12. Brott i huvudvattenledning i Strömgatan eller annan orsak uppströms EKA-området som medför ökad strömning av grundvatten mot området.	Väsentligt ökad (temporär) vattenomsättning i de förorenade massorna på EKA-området, vilket medför ökad spridning av föroreningar mot Höljen.	”Grundvattendike” som ligger omedelbart uppströms EKA-området utmed Strömgatan och som med självfall leder bort vatten till nuvarande grundvattennivå.	Viss risk finns för att förorenat ”bakåtströmmande” lokalt grundvatten från EKA-området kan strömma in i diket.	Diket försett med filter för att säkra rening av eventuellt bakåtströmmande grundvatten.

Potentiell skadehändelse	Effekter utan skyddsåtgärd	Åtgärdsförslag för att förebygga och/eller mildra skada	Potentiell skada av åtgärd	Kommentar
13. Trafikolycka på Strömgatan där tankbil eller bil innehållande kemikalier välter; vätska rinner ut mot EKA-området.	Lösningsmedel kan infiltrera EKA-området och öka lösligheten av dioxin. Svårigheter att sanera EKA-området från vätskan p g a kvarvarande föroreningar inom området.	Uppsamlingsdike som ligger på vägens nedsida mot EKA-området och som kan avleda och samla upp föroreningen (detta dike ska inte förväxlas med det ”grundvattendike” som installeras utmed samma sträcka).	Ingen väsentlig potentiell skada identifierad.	Diket för avledning och uppsamling förläggs så att detta kommer att tillhöra vägkroppen. Diket förses med geomembran. Avledning sker till brunn med oljeavskiljare före utlopp i Höljen.
14. Dammbrott som medför snabb höjning av vattennivån i Höljen kring EKA-området eller som medför en kraftigt riktad ström av vatten mot området vid kraftverkskanalen.	Erosion som medför spridning av partikelbundna föroreningar, främst från det kraftigt förorenade området vid kraftverkskanalen och från ”udden”.	Barriär mot kraftverkskanalen och Höljen som skyddar EKA-området från erosion. Borttagning av förorenade jord på det mest erosionsutsatta området.	Vid installation av barriär kan grumling från sediment ske. Stor risk för utsläpp i Höljen om grävning sker utan barriär.	Borttagning av sediment, skyddsåtgärd mot grumling. Barriär är också skyddsåtgärd för bortgrävning.
15. Större båt kör in i EKA-området.	Spridning av partikelbundna föroreningar via jordmassor som pressas och rasar ut i Höljen på grund av påkörningen.	Barriär mot Höljen och/eller uppgrävning av förorenad jord närmast Höljen.	Stor risk för utsläpp i Höljen om grävning sker utan barriär. Vid installation av barriär kan grumling från sediment ske.	Barriär är också skyddsåtgärd för bortgrävning. Borttagning av sediment, skyddsåtgärd mot grumling.
16. Kemisk eller biologisk förändring i förorenade massor.	Ökad löslighet av främst kvicksilver och dioxin medför ökade utsläpp av lösta ämnen i det vatten som omsätts i området (partikelfilter inte tillräckligt).	Uppgrävning av förorenad jord (reduktion av källtermen). Barriär mot Höljen med innanföriggande dike som medför möjlighet till kontroll och uppsamling av vatten för behandling. Minskning av vattenomsättningen i förorenade jordmassor.	Vid installation av barriär kan grumling från sediment ske. Ökad löslighet och metylering av kvicksilver t.ex. p.g.a. anaeroba förhållanden.	Stor risk för utsläpp i Höljen om uppgrävning sker utan barriär. Risk för att PCE avgår till luft. Borttagning av sediment, skyddsåtgärd mot grumling.



Figur 8.1. Övervägda åtgärder inom EKA-området.

8.2 BARRIÄRER

8.2.1 Allmänt

Med barriär avses här en ”spärr” för att reducera eller i bästa fall eliminera spridningen eller exponeringen av en förorening. För förorenade byggnader kan detta innebära att underhålla byggnaders tak så att byggnadsdelar inte utsätts för utlakning. För förorenad jord är det vanligt att reducera vattenomsättningen i den förorenade jorden genom en hydraulisk barriär (horisontell eller vertikal) eller att barriären utformas så att lösta ämnen eller partiklar fastnar och därmed hindras att spridas. Barriärer kan också utföras reaktiva, vilket innebär att barriärmaterialet på ett styrbart sätt reagerar med föroreningen ifråga.

Miljöeffekten för vissa av barriärinstallationerna i EKA-området är svåra att kvantifiera, speciellt för de barriärer som syftar till att reducera effekterna av skadehändelser (se Tabell 8.1). Däremot är miljöeffekterna av de barriärer som varaktigt minskar omsättningen av vatten i de förorenade massorna enklare att kvantifiera, eftersom reduktionen i vattenomsättning i stort sett också ger motsvarande minskning i utsläpp.

Barriärerna som presenteras nedan kan utföras enskilda eller i kombination. Barriärerna har i framställningen nummererats och i kostnadskalkylen har varje barriär redovisats för sig samt i några kombinationer.

8.2.2 Funktionsmål barriärer

På kort sikt:

1. Minska risken för exponering och spridning av föroreningar vid mark- och rivningsarbeten inom området.

På lång sikt:

2. Minska risken för spridning och exponering av ytnära föroreningar.
3. Minska omsättningen av vatten i förorenade massor.
4. Minska risken för spridning via grundvatten och erosion.
5. Filtrera allt förorenat vatten som släpps mot Bengtsbrohöljen.
6. Styra grundvattennivån inom EKA-området.
7. Minska risken för inläckage av vatten eller andra ämnen orsakad av olyckor uppströms EKA-området (gäller framför allt olyckor med tankfordon på Strömgatan).
8. Minska risken för erosion i förorenade massor vid extrema vatteförhållanden i Lelången och Bengtsbrohöljen eller vid olyckor som medför risk för erosion av förorenade massor.

8.2.3 Kravspecifikation barriärer

Funktionsmål 1 uttrycker behovet av att säkra entreprenadarbetena på sådant sätt att dessa inte medför menlig exponering eller spridning av föroreningarna. Utan skyddsbarriär mot Bengtsbrohöljen är denna risk betydande, t.ex. vid uppgrävning av jordmassor intill sjön. Ett baskrav för säkringen av entreprenadarbetena är därför att etablera en barriär mot sjön.

För att undvika åtaganden för underhåll på lång sikt (100-tals år) är avsikten att skapa barriärer som är beständiga och underhållsfria. Barriärer kan dock fallera, t.ex. till följd av höga tryckgradienter (t.ex. rörbildning i filter) eller att kapaciteten snabbt tar slut på grund av inhomogen vattenströmning (endast del av barriären utnyttjas). För säkringen av funktionen bör därför kravspecifikationen gällande placering och konstruktion vara:

- kontrollerbarhet
- åtkomlighet och
- reparerbarhet

I beskrivningen av varje barriär kommenteras de tre punkterna. Kontrollen kan omfatta en direkt kontroll av barriärmaterialet men också indirekt kontroll av barriärens funktions genom att se på dess effekt, t.ex. via mätning i vattnet nedströms barriären.

Funktionsparametrarna i kravspecifikationen för barriärerna är effektiviteten (t.ex. hur mycket barriären reducerar halten av en förorening vid viss föroreningsbelastning) och/eller barriärens kapacitet (mängd vid mättnad, dvs. när barriären måste ersättas).

I framställningen nedan har barriärerna indelats i horisontella och vertikala barriärer. Utöver dessa gäller generellt vid alla vattenarbeten att tillfälliga dubbla vertikala geotextilskärmar ("gardiner") ska monteras i Bengtsbrohöljen utom i kraftverkskanalen, där förorenade sediment ej förväntas. Dessa förses med sänke och flytkropp så att de från botten till vattenytan täcker in hela det arbetsområde där vattenarbete pågår. Skyddskonstruktioner av geotextilskärmar är vanligt förekommande vid vattenarbeten.

8.2.4 Övervägda horisontella barriärer

Uppmätta föroreningshalter i ytlig jord överskrider beräknade platsspecifika riktvärden inom hela eller delar av blivande parkområden och industrimark och åtgärder för att förhindra exponering fordras. De horisontella typer av barriärer som föreslås på EKA-området ansluter primärt till funktionsmål 2 och 3 och är av två slag:

- barriär för att hindra exponering och spridning av ytnära föroreningar.
- barriär för att minska infiltrationen av nederbörd i förorenat område.

Horisontell barriär mot exponering och spridning av ytnära föroreningar (barriär nr 1)

Föroreningarna på EKA-området förekommer högt upp i markprofilen och risken för exponering är därför påtaglig för dem som vistas i området. Särskilt stor är risken för exponering och spridning vid framtida markarbeten.

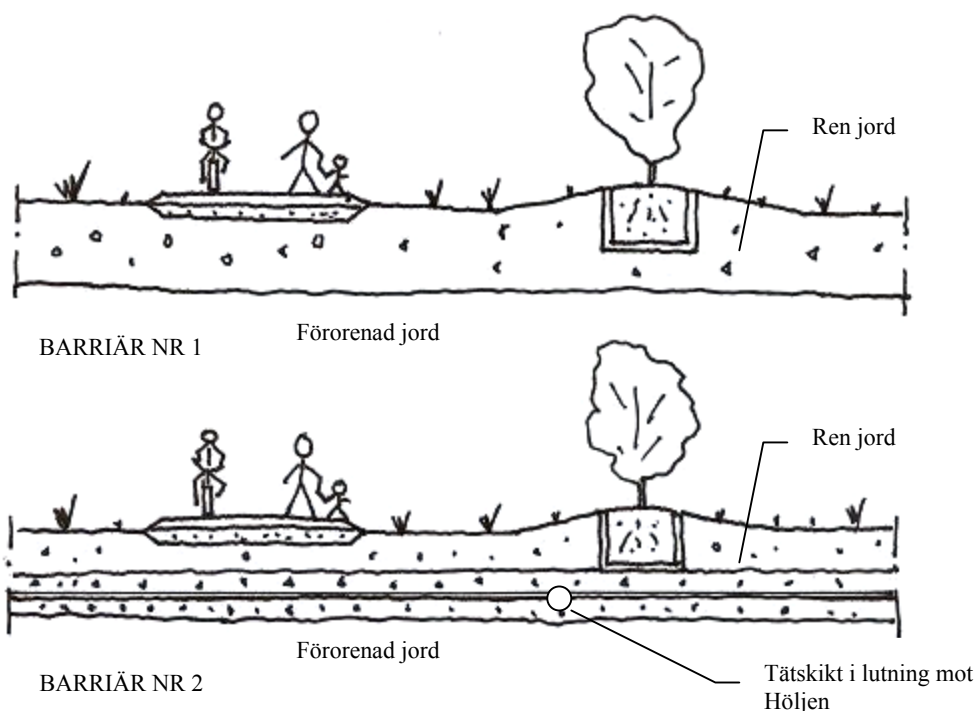
Reduktion av risken för exponering och spridning av marknära föroreningar föreslås ske genom fyllning med rena jordmassor på befintlig markyta, se figur 2. Fyllningen bör till viss del bestå av krossad kalksten. Skälet är önskemålet om att upprätthålla pH-värdet i grundvattnet, eftersom en sänkning av pH kan bidra till ökad löslighet hos vissa av föroreningarna.

Åtgärden innebär en höjning av marknivån. Där markhöjningen inte kan genomföras, t.ex. på grund av krav på ytavrinning, sker nödvändig urschaktning av förorenad jord så att återfyllning med rena jordmassor kan göras.

Tillbyggnad planeras ske inom område 3A. Fyllning sker där med rena massor till minst en meters tjocklek under kommande tillbyggnad. Åtgärden innebär att man vid reparationsåtgärder och framtida rivning inte kommer att konfronteras med den förorenade jorden. I övrigt föreslås att fyllning utförs på område 3A i sådan utsträckning att minst 0,5 meters täckning på befintlig yta erhålls. Intill byggnaderna blir dock tjockleken något mindre (utspetsning av fyllningen görs mot socklar). Borttagning av infiltrationskistor mm inom området bedöms ge en reduktion av vattenomsättningen i område 3A med storleksordningen 3.000 m³, vilket motsvarar i storleksordningen 15 % av nuvarande vattenomsättning.

Fyllning inom område 3C sker med minst 0,5 meters täckning, dock lämnas genomfartsvägen fri och utspetsning av fyllningen sker mot denna.

Barriär nr 1 är långtidsbeständig under förutsättning att administrativa åtgärder som anges i avsnitt 8.8 efterlevs. Barriären är också kontrollerbar, åtkomlig och reparerbar.



Figur 8.2. Exempel på horisontella barriärer

Barriär för att minska infiltrationen av nederbörd i förorenat område (barriär nr 2)

I område 1, 2A och 2B planeras som ersättning för enbart exponeringsskyddet (se ovan) installation av ett tätskikt med ovanförliggande dränering och skyddsskikt för att minska infiltrationen av vatten i de förorenade massorna, se figur 8.2. Barriären föreslås preliminärt innehålla följande (underifrån räknat):

- terrassering med krossad kalksten i fraktionen cirka 0-100 mm
- avjämning med stenmjöl, tjocklek cirka 0,1 m, fraktion 0-4 mm
- tätskikt med lergeomembran eller annan beständig tätning
- skyddsskikt av stenmjöl, tjocklek cirka 0,1 m, fraktion 0-4 mm
- dräneringsskikt av krossat berg, tjocklek cirka 0,4 m, fraktion 4-32 mm
- skyddsskikt av välgraderade mineraljord, tjocklek minst 0,5 m

Valet av krossad kalksten i terrasseringskiktet under tätningen är föranlett av önskemålet att upprätthålla pH-värdet i grundvattnet, eftersom en sänkning bidrar till ökad löslighet hos vissa av föroreningarna. Tätskiktet av lergeomembran torde komma att behöva hålla en hydraulisk konduktivitet (vattengenomsläpplighet) på cirka 1×10^{-10} m/s.

Fyllningen på område 1, 2A och 2B sker med lutning ut mot Bengtsbrohöljen, vilket medför att dagvattenbrunnar och dagvattenledningar inte är nödvändiga. Åtgärden reducerar väsentligt risken för inre erosion i området, liksom risken för ökad vattenomsättning i förorenade jordmassor, till följd av framtida fel i dagvattenledningar och brunnar.

Tätskiktet medför en långsiktig infiltration på mindre än 10 liter per m² och år, vilket innebär en reduktion med storleksordningen 5.000 m³. Detta medför en total minskning av vattenomsättningen i EKA-områdets massor med cirka 25 %.

Färdig yta besås omedelbart efter utläggningen. Buskar och träd kan planteras, dock inte större träd. Buskar planteras i skyddsskiktet medan träden planteras i täta lådor (betonglådor). Lådornas storlek utreds vid projekteringen. Syftet med lådorna är primärt att trädens rötter inte ska tränga ned och förstöra tätningen. Täckningens tätning ansluts till lådornas sidor alternativt att lådorna läggs över tätningen och att en förhöjning av skyddsskiktet görs för lådan.

Genom uppsamling av ytavrullet vatten i kanten mot Höljen kan, om så önskas, funktionen hos barriär 2 kontrolleras. Tätskiktet bedöms som långtidssäkert under förutsättning att de administrativa åtgärder som anges i avsnitt 8.8 efterlevs (ingen okontrollerad grävning får ske i barriären).

8.2.5 Övervägda vertikala barriärer

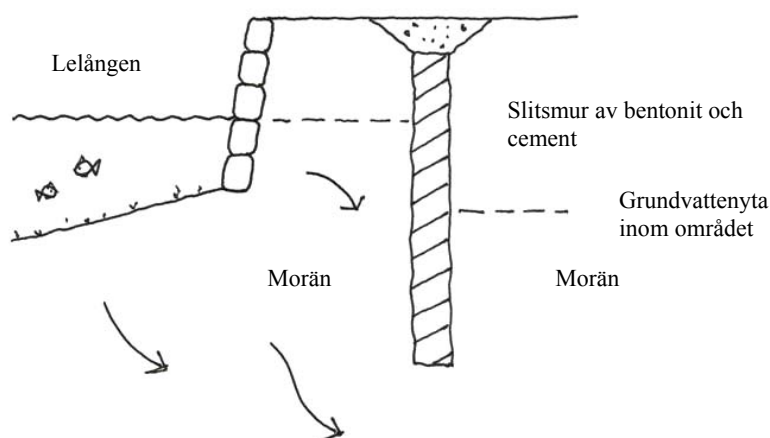
De vertikala typer av barriärer som övervägs på EKA-området anknyter samtliga till ovan angivna mål utom mål 2. Följande typer av vertikala barriärer föreslås (barriärnummer inom parentes):

- tätning mellan Lelången och Bengtsbrohöljen vid kraftverket (3).
- dräneringsdike och vägdike utmed Strömgatan (4).
- stålspontning utmed släntfoten i strandlinjen mot Bengtsbrohöljen (5).
- filtermaterial och stödfyllning mot Bengtsbrohöljen (6).
- filtermaterial och erosionsskydd mot Bengtsbrohöljen (7).
- tätning med slitsmur utmed strandlinjen och eventuellt i den södra delen av området (8).
- dräneringsdike i områdets nedströmssida (9).

I vissa partier kan komplettering med anslutning med reaktiv barriär eller sorptionsbarriär komma att övervägas i anslutning till barriär 6 och 7.

Tätning mellan Lelången och Bengtsbrohöljen intill kraftverket (barriär nr 3)

Storleksordningen 8.000 m³ vatten tränger igenom EKA-områdets nordvästra sida på grund av genomsläpplig jord mellan Lelången och Bengtsbrohöljen där den ”drivande kraften” är fallhöjden vid kraftverket (3-4 meter). För att väsentligt minska mängden inträngande vatten in mot EKA-området föreslås att en tätskärm, exempelvis i form av en slitsmur, placeras vid infarten från Strömgatan till kraftverket. Skissad sektion utmed infarten till kraftverket visas i Figur 8.3.



Figur 8.3. Exempel på tätning med slitsmur vid kraftverket (barriär nr 3).

Permeabiliteten (hydrauliska konduktiviteten) på materialet i en slitsmur bör sättas till maximalt 1×10^{-9} m/s, vilket i praktiken innebär att inga eller ytterst små mängder vatten kommer att passera genom själva muren. Eftersom muren inte kommer att nå ned till tät jord eller tätt berg, kommer vatten att passera i moränen under muren. Muren innebär dock att strömningsarean som finns i moränen mellan EKA-området och Lelången väsentligt minskar. Föreslagen tätning vid kraftverket bedöms därför minska nuvarande mängd vatten från Lelången mot EKA-området (cirka 8.000 m^3) med minst 60 %, dvs. 5.000 m^3 , vilket innebär en reduktion på knappt 25 % på dagens totala vattenomsättning i EKA-området.

En slitsmur kan genomföras med tung vätska av bentonit och cement, vilken i samband med schakten installeras till ca 8 meters djup under markytan. Slitsmurens underkant kommer därvid att ligga några meter under kraftverkskanalens botten på nedströmssidan, och dess bredd blir ca en meter. Slitsmurens längd vid kraftverket är ca 25 meter, vilket med ett djup på 8 meter innebär ca 200 m^2 .

Slitsmurstekniken är känd och har använts på flera håll i Sverige och utomlands. Barriären kan kontrolleras under och efter utförandet genom provtagning (vertikal borring) och test. Slitsmuren kan betraktas som beständig över lång tid (100-tals år) och funktionen är kontrollerbar. Reparation kan ställvis sannolikt göras genom ny installation intill befintlig mur.

Dräneringsdike och vägdikeytmed Strömgatan (barriär nr 4)

För att minska inflödet av vatten från uppströms liggande område föreslås att ett avskärande dräneringsdike installeras på EKA-området omedelbart nedanför slänten mot Strömgatan, se Figur 8.4. Installationen gäller både område 2B och 3B. Dräneringsdiket kommer också att fungera som uppsamlare av vatten om ett brott inträffar på den huvudvattenledning som ligger i anslutning till gatan.

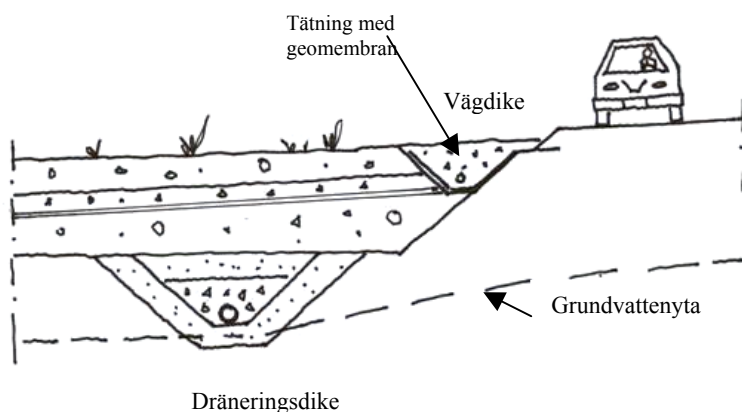
Mellan dräneringsdiket och Strömgatan installeras intill väggkroppen också ett särskilt tätat ”vägdikeyt” för att kunna avleda farlig vätska från t ex en tankbilsolycka på Strömgatan. Den sist-

nämnda funktionen är inte minst viktig eftersom lösningsmedel som bensin eller dieselolja kan öka lösligheten på dioxin i EKA-områdets jordmassor.

Dräneringsdiket och vägdiket utförs med fall mot Ekagatan och nivån på dräneringsdiket läggs något lägre än nuvarande medelgrundvattenhöjder utmed tomten. Vägdiket läggs högre upp. De båda sträckningarna (från område 2B och 3B) förenas i två brunnar vid Ekagatans anslutning mot Strömgatan. Brunnen för vägdiket utförs med oljeavskiljare. Från brunnarna leds vattnet till Bengtsbrohöljen via tät ledning. Utloppsledningen mot Höljen läggs så högt som möjligt för att minska risken för inträngande vatten från Bengtsbrohöljen vid högvatten.

Dräneringsdiket utförs med dräneringsledning som omges av så grovt material att enbart detta material kan leda vatten den dag dräneringsledningen inte fungerar. I dräneringsdikets botten och kanter läggs filter av sand för att filtrera eventuellt vatten som kan rinna in i dräneringen från EKA-området. Vidare används naturligt material (grus och sand i vissa fraktioner) som materialavskiljande lager (inte geotextil) för att få en långsiktigt hållbar konstruktion. Dräneringsdiket förses med inspektionsbrunnar som också kan fungera som provtagnings- och spolbrunnar. Dräneringsdikets respektive vägdikets totala längd inklusive tät ledning till Bengtsbrohöljen blir ca 400 m.

Dräneringsdiket mot Strömgatan bedöms minska inflödet av vatten till EKA-området med storleksordningen några tusen kubikmeter per år, vilket innebär cirka 10% på den totala vattenomsättningen i EKA-området. För att undvika att förorenat grundvatten från EKA-området (från väster) strömmar in i dräneringen kan den vid behov kompletteras med en vertikal tätning nedströms diket.



Figur 8.4. Exempel på dräneringsdike och vägdike vid Strömgatan (barriär nr 4). Horisontell barriär 2. Dränering kan vid behov kompletteras med vertikal tätning mellan diket och EKA-området.

Stålspontering utmed släntfoten i strandlinjen mot Bengtsbrohöljen (barriär nr 5)

Slänterna utmed kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen är stensatta (mindre block) i ytan. Släntlutningen varierar. För att få en god säkring mot utsläpp i sjön vid entreprenadarbetena (främst grävning nära sjön) samt för att få ett filter etablerat på lång sikt mot sjön föreslås att en spont vibreras ned vid släntfoten utmed kraftverkskanalen och övriga strandlinjen. Spontens överkant läggs cirka en meter över högsta nivån i Bengtsbrohöljen. Sponten utförs tät (t.ex. genom att spontlåsen förses med tätremsa) och fungerar därmed som hydraulisk barriär.

Spontkonstruktionen är kontrollerbar (t.ex. via provtagning och analys av vatten på insidan av sponten), den är också åtkomlig och reparerbar.

Spontningen utmed Bengtsbrohöljen genomförs efter det att sedimenten tagits upp från botten vid släntfoten och några meter ut i vattnet, se särskild beskrivning kring sedimenthanteringen. Dykningar har visat att botten utanför släntfoten är relativt fri från block. En grävmaskin (liksom spontkranen på pråm) kan ”maka undan” eventuella block från botten om sådana skulle ligga i vägen för spontplankorna. Genom borttagningen av sedimenten bedöms själva nedvibreringen av sponten kunna ske utan grumling av sedimenten (geotextilskärmar kommer dock att monteras). Blockigheten i moränen innebär sannolikt dock att sondering bör föregå spontningen för att i detalj finna bästa läge på sponten.

Sponten kan utföras som kvarsittande eller så kan sponten efter entreprenadarbetena dras upp. Vid uppdragning fås antingen ett utseende enligt figur 8.7 utan spont (om stödfyllning utförs, se text nedan) eller en släntkonstruktion som redovisas i figur 8.8 (sandens bakom sponten lägger sig då i rasvinkel och erosionsskyddet påförs).

Om beslut tas att sponten ska sitta kvar, anpassas den till den högsta nivå som regleras i vattendomen för Bengtsbrohöljen för att inte orsaka en höjning av grundvattenytan över denna nivå inne i EKA-området.

Vid kvarsittande spont kommer den under relativt lång tid förbli tät. På lång sikt kan antas att tätremarna förlorar sin funktion och viss genomsläpplighet för vatten kommer att finnas i spontlåsen. På mycket lång tid (100-årsperspektiv) kommer sponten att rosta sönder. Som framgår nedan övervägs att använda hyttsand som fyllning bakom sponten. Hyttsanden hårdnar inom några månader och blir betongliknande. Fyllningen kommer således att kunna bära sig själv och övriga laster den dag spontens stödfunktion upphör.

Skulle hyttsanden vid projekteringen befinnas olämplig att använda kan en sand eller ett stenmjöl användas inom sponten samt ett stöd- och erosionsskydd av krossmaterial läggas utanför sponten. Stödfyllningen förs i detta fall upp till vattenytan och kommer vid den tidpunkt när sponten upphör att fungera att hålla filtermaterialet på plats. För att få utrymme för en sådan stödkonstruktion bör sedimenten tas bort så långt ut som stödfyllningen når, för att fyllningen inte ska trycka undan och omlagra sedimenten. Släntlutning på stödfyllningen kan läggas i 1:1,5 (V:H), vilket vid 3 meters vattendjup och horisontell botten betyder 4,5 meters stödfyllning utanför sponten.



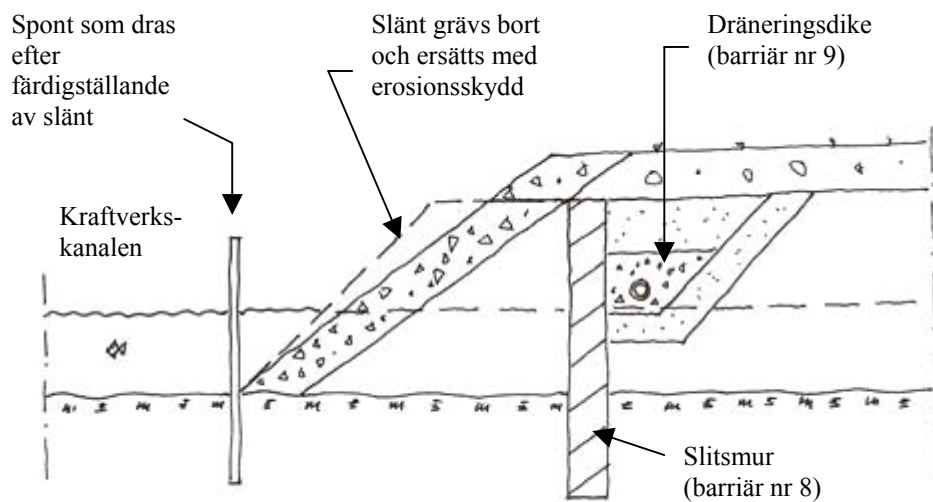
Figur 8.5. Slänten utmed kraftverkskanalen (till vänster) samt del av strandkanten mot Bengtsbrohöljen utmed område 3A (till höger).

I figur 8.5 visas bilder på strandlinjen längs kraftverkskanalen. Som framgår av bilden är slänten mycket brant, en del material har rasat ned och intilliggande byggnads vägg ligger delvis i luften. I figur 8.6 presenteras en skissad principsektion för EKA-området mot kanalen efter åtgärder.

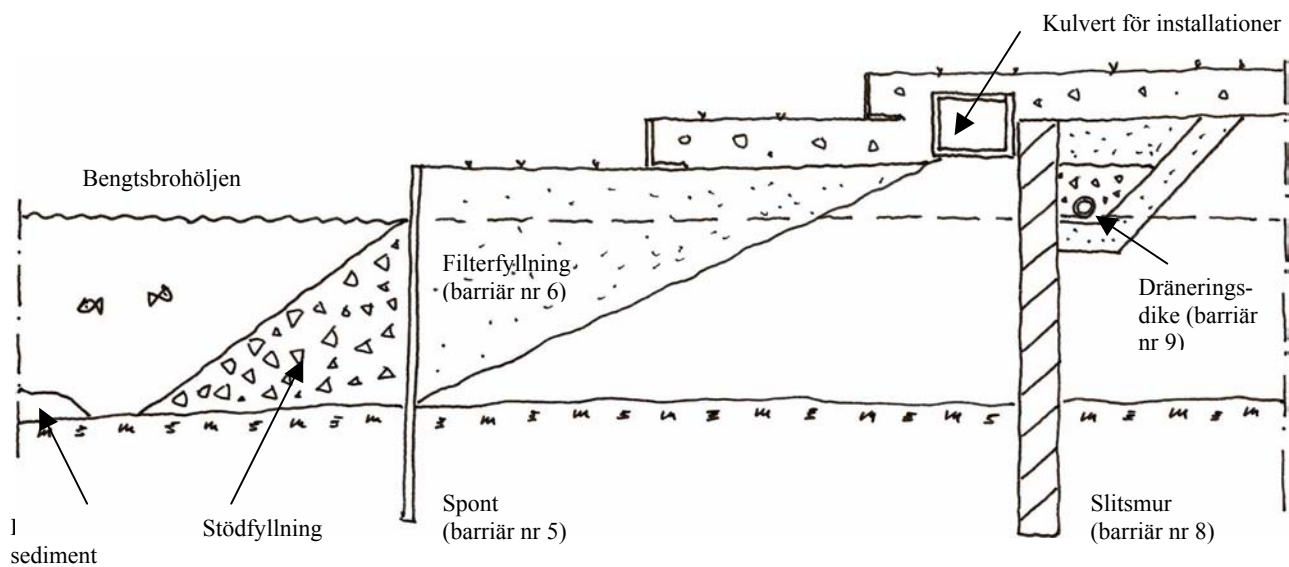
Den högra bilden i figur 8.5 visar en del av strandlinjen utmed Bengtsbrohöljen (bilden är tagen från ångbåtsbryggan, läge se figur 8.1). I figur 8.7 presenteras en skissad principkonstruktion för EKA-området utmed denna strandlinje samt övriga strandlinjen mot sydväst efter åtgärder.

Total längd på sponten blir cirka 500 meter. Medellängden på spontplankorna uppskattas till 7 meter, vilket innebär en yta på cirka 3.500 m². Spontningen behöver sannolikt utföras från pråm.

Spontkonstruktionen är kontrollerbar, åtkomlig och reparerbar i de delar som ligger över sjöbotten. Vid kvarstående spont är beständigheten främst beroende av avrostningen vid vattenytan och livslängden bedöms till 50-100 år.



Figur 8.6. Exempel på utförande vid slänt utmed kraftverkskanalen. Sektion.



Figur 8.7. Exempel på filter med stödfyllning utmed strandlinjen (barriär 5, 6, 8 och 9).

Filtermaterial mellan spont och befintlig slänt (barriär nr 6)

Fyllningen mellan spont och befintlig slänt, se figur 8.6, kan ske med s.k. hyttsand. Hyttsanden förekommer i fraktionen 0-8 mm och härrör från masugnsslagg. Produkten är lätt glasig och liknar sand. Hyttsand används bland annat i vägbankar när man vill ha en lätt och stark vägkropp. Hyttsanden hårdnar med tiden och denna egenskap kan accelereras med tillsättning av kalk.

Hyttsanden blir lättbetongliknande vid liten packning och materialet är vattengenomsläppligt. Kornstorleksfördelningen innebär att hyttsanden sannolikt fungerar som partikelfilter. Detta kommer att undersöka i samband med detaljprojekteringen. Totala mängden fyllning bakom sponten bedöms till storleksordningen 15.000 ton.

Alternativet till hyttsanden är vanlig sand eller välgraderat stenmjöl. På lång sikt, när sponten har mist sin funktion, måste sanden ha ett stöd och erosionsskydd, vilket kan åstadkommas genom en stöd- och erosionsfyllning med hög friktionsvinkel 1:1,5 (V:H) på utsidan av sponten, se beskrivning under stålspont ovan. Stödfyllningsmängden blir cirka 10.000 ton vid ett medeldjup på 4 meter.

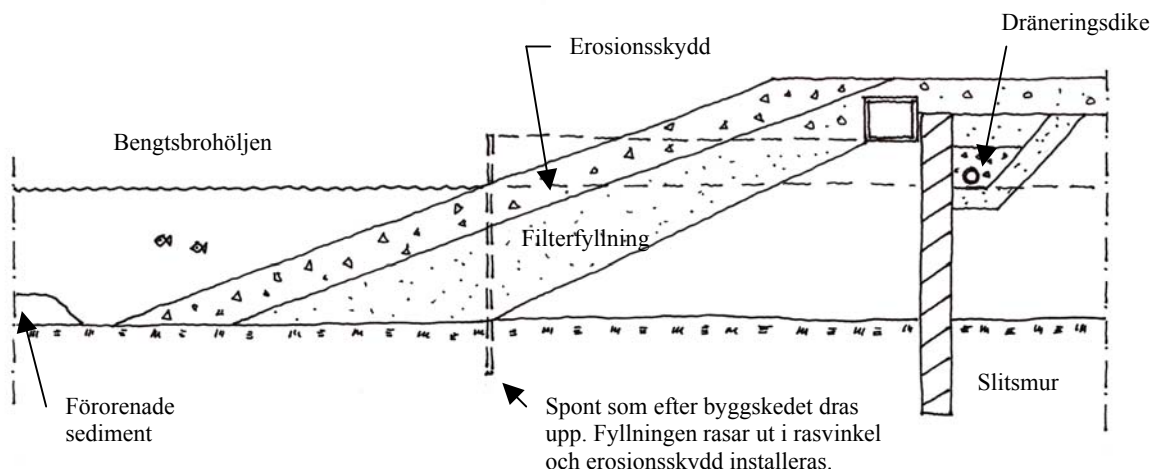
I båda fallen (hyttsand eller vanlig sand/stenmjöl) kan mindre stödmurar i fyllningens översida ge en avtrappning mot vattnet, eftersom spontens överkant läggs enbart någon meter över Bengtsbrohöljens vattenyta. Barriär nr 6 är kontrollerbar, åtkomlig och reparerbar.

I vissa partier kan kompletteringar med reaktiv barriär och sorptionsbarriär komma att övervägas i anslutning till barriär 6. Reaktiv barriär i jordprofilen är tänkbar i EKA-området för att bryta ned PCE i grundvattnet. Installation av reaktiv barriär förutsätter en definierad tryckgradient över barriären ("drivande kraft" för vattnet att ta sig igenom barriären) samt en homogen barriär med samma hydrauliska konduktivitet (vattengenomsläpplighet). I annat fall sker grundvattenströmningen i en begränsad del av barriären och omvandlingskapaciteten går förlorad. Förekomsten av PCE-föreningen på stort djup (djupa schakter) och dess heterogena utbredning i både höjd- och sidled kan medföra svårigheter att installera en reaktiv barriär på ett funktionellt sätt. Sorptionsbarriären avser att över tiden fördröja och fördela grundvattnets lösta föreningar. Lösta föreningar bedöms förekomma i liten omfattning i dagsläget.

Beklädnad av befintlig slänt med partikelfilter och erosionsskydd (barriär nr 7)

En beklädnad på befintlig slänt med enbart filter och erosionsmaterial är ett alternativ till stödfyllning. Sponten dras upp efter entreprenadarbetena, sanden bakom sponten rasar ut i rasvinkel och erosionsskyddet påförs, se figur 8.8.

Släntlutningen kommer sannolikt att bli 1:3,5 (V:H). Filterplaceringen i slänt innebär att föreningarna fastnar nära sjön, varför erosionsskyddet bör vara kraftigt. Mängden sand som fordras bedöms till 15.000 ton och mängden erosionsskydd till 10.000 ton.



Figur 8.8. Exempel på beklädnad av slänt vid strandlinjen (barriär nr 7, ej mot kraftverkskanalen)

Barriär nr 7 är kontrollerbar och åtkomlig. Filterfyllningen är dock svår att reparera utan att vidta speciella åtgärder mot sjön.

I vissa partier kan komplettering med reaktiv barriär och sorptionsbarriär komma att övervägas i anslutning till barriär 7. För beskrivning se barriär 6, ovan.

Tätning med slitsmur utmed strandlinjen (barriär nr 8)

Undersökningarna som gjorts på EKA-området visar att föroreningarna i jord ligger fast på partiklar och därmed är partikelfilter tillräckligt som säkring mot spridning via vatten (givet att lösligheten inte ökar). Vidare visar undersökningarna att fluktuationerna i Bengtsbrohöljen inte "slår in" i tomten i någon hög grad, dvs. fluktuationerna skapar inget eller liten mängd lakvatten. Någon hydraulisk avskärmning mot sjön skulle därmed inte behövas.

En slitsmur av bentonit/cement innebär dock ett långsiktigt skydd mot Bengtsbrohöljen och hindrar bl.a. strömning av vatten mot sjön i ett eventuellt genomsläppligt skikt mellan fyllning och underliggande morän. Muren ger också kontrollerbarhet på lång sikt av det vatten som lämnar området genom att både halt och mängd kan registreras.

Slitsmuren förs ned några meter i underliggande morän och förlänger den strömningsväg som det förorenade grundvattnet tar i moränen. Slitsmuren i sig själv kommer att släppa igenom ytterst små mängder vatten, varför avbördningen av vatten från området antingen släpps över slitsmurens överkant eller genom utsläppspunkter i slitsmuren.

Om det behövs med hänsyn till grundvattenflödet inom och från området, kan tätning utföras i den södra delen av området, ungefär vid den sydöstra gränsen av fastigheterna Bengtsfors 4:50 och Möbelsnickaren 1 (Figur 8.1).

Beträffande utförandet av slitsmuren, se beskrivningen ovan av slitsmur vid kraftverket. Slitsmuren kan betraktas som beständig över lång tid (100-tals år) och funktionen är kontrollerbar. Reparation kan lokalt göras genom ny installation intill befintlig mur.

Dräneringsdike för att styra grundvattennivån (barriär nr 9)

I likhet med dräneringsdiket uppströms EKA-området mot Strömgatan planeras eventuellt ett dräneringsdike att installeras utmed strandlinjen, se figurerna 8.6, 8.7 och 8.8. Utformningen med filter innebär att inget vatten lämnar området utan att vara filtrerat.

Höjden på dikets dränering anpassas till önskad nivå och avrinning arrangeras genom eller över slitsmur och spont (vid kvarsittande spont). Grundvattenytan kommer därvid att hamna mellan dräneringshöjden på tomtens upp- och nedströmssida. En strävan är att så långt möjligt behålla dagens grundvattennivå och strömningsriktning.

Dräneringsdiket utförs med naturmaterial på sådant sätt att diket kan fungera på lång sikt (100-tals år). Barriär nr 9 är kontrollerbar, åtkomlig och reparierbar.

8.2.6 Kostnader för barriärer

Följande kostnadsbedömning görs för barriärerna (avrundningar gjorda till jämna miljontals kronor), se tabell 8.2. Observera att kostnaderna inte omfattar behandling och/eller deponering av uppgrävda massor.

Tabell 8.2. Kostnader för barriärer.

Barriär	Kostnadspost	Kostnad
1	Fyllning (horisontell) av område 1, 2A, 2B, 10.000 m ² à 300 kr	3 Mkr
	Fyllning (horisontell) av område 3A och 3C, 15.000 m ² à 200 kr	3 Mkr
2	Fyllning och tätning (horisontell) av område 1, 2A och 2B, 10.000 m ² à 400 kr. Ersätter första posten ovan vid val av denna barriär.	4 Mkr
3	Slitsmur vid kraftverket, 200 m ² à 4.000 kr	1 Mkr
4	Dräneringsdike och vägdike mot Strömgatan 400 m à 2.500 kr per löpmetr	1 Mkr
5	Spontning (kvarsittande) utmed hela strandlinjen 3.500 m ² à 3.000 kr	10 Mkr
6	Bakfyllning spont av filtermaterial utmed kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen 15.000 ton à 300 kr samt stödfyllning 10.000 ton à 150 kr	6 Mkr
7	Beklädnad av slänt med partikelfilter och erosionsskydd (ej möjligt utmed kraftverkskanalen). Ersätter spont och bakfyllning utmed strandlinjen östra sidan. 15.000 ton sand à 300 kr och 10.000 ton erosionsskydd à 300	7 Mkr
8	Slitsmur utmed kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen 2.500 m ² à 2.500 kr	6 Mkr
9	Dräneringsdike utmed kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen 500 m à 2.000 kr	1 Mkr

1. Horisontell barriär utan tätskikt.
2. Horisontell barriär med tätskikt.
3. Tätning mellan Lelången och Bengtsbrohöljen vid kraftverket.
4. Dräneringsdike och vägdike utmed Strömgatan.
5. Stålspontning utmed släntfoten i hela strandlinjen mot Bengtsbrohöljen.
6. Filtermaterial bakom spont mot Bengtsbrohöljen.
7. Filtermaterial i slänt mot Bengtsbrohöljen.
8. Slitsmur placerad i släntkrönet utmed strandlinjen.
9. Dräneringsdike utmed strandlinje.

8.2.7 Kombinationer av barriärer

I Tabell 8.3 ges en sammanställning av olika enskilda barriärer (som fungerar för sig själva) och kombinationer av barriärer (kräver kombinationen för att fungera) med förväntade miljö- och hälsoeffekter samt kostnader.

Tabell 8.3 Effekter av och kostnader för enskilda barriärer och kombinationer av barriärer. Mkr.

Barriär nr	Förväntade hälso- och miljöeffekter	Kostnad (Mkr)
1	Reducerar exponeringen av ytnära föroreningar. Reducerar vattenomsättningen med 15%	6 Mkr
1+2	Reducerar exponeringen av ytnära föroreningar och minskar vattenomsättningen (och därmed varaktiga utsläpp) i förorenade massor med minst 40 %	7 Mkr
3	Reducerar vattenomsättningen (och därmed varaktiga utsläpp) i förorenade massor med 25%	1 Mkr
4	Reducerar vattenomsättningen (och därmed varaktiga utsläpp) i förorenad jord med 10 %. Reducerar risken för temporär ökning av vattenomsättning till följd av läcka uppströms området. Reducerar risken för intrång av drivmedel/kemikalier till följd av olycka på Strömgatan.	1 Mkr
5+6+9	Reducerar risken för utsläpp i Höljen under entreprenadarbetena, filtrerar utgående vatten från området, reducerar framtida erosionsrisker i området, ger goda möjligheter till kontroll av halter och flöden från området.	17 Mkr
7+del av 5	Filtrerar utgående vatten från området. Reducerar viss framtida erosionsrisk i området.	10 Mkr
8+9	Reducerar kort- och långsiktigt risken för okontrollerade utsläpp via lösta och partikelbundna ämnen från området. Ger möjlighet till långsiktig kontroll av halter och flöden från området. Säkrar grundvattenytans läge i området mot Bengtsbrohöljen.	7 Mkr

Av tabellen framgår t ex att reduktionen av marknära föroreningar kostar 6 Mkr. Åtgärden innebär enbart en övertäckning med rena massor på området. För ytterligare 1 Mkr kan område 1, 2 och 2A förses med tätning som förutom exponeringsskyddet också reducerar omsättningen av vatten med 40 % i den mest förorenade delen av området.

Om ingrepp i området ska ske, t ex genom grävningsarbeten, är risken för utsläpp till Höljen stor. Barriär 5+6+9 utgör härvid ett gott skydd och kostnaden för detta skydd är 17 Mkr. Kombinationen ger också långsiktigt filtrerat vatten och möjligheter till framtida kontroll över utgående vatten så länge som stålsporten är intakt (50-årsperspektiv). Med tillägg av barriär 8 erhålls en kontroll på lång sikt (flera hundra år) och kostnadstillägget är då 6 Mkr.

Barriärkombinationen 1+2+3+4+5+6+9 ger väsentlig reduktion i exponering och spridning av föroreningarna till följd av olyckor och deras konsekvenser både under och efter entreprenadarbetena samt reducerar varaktiga utsläpp från området. Denna kombination kostar cirka 25 Mkr.

8.3 SANERING OCH RIVNING AV BYGGNADER

8.3.1 *Allmänt*

Cellhallsbyggnaden (här definierad som område 2A) skulle vid ett bevarande kräva omfattande sanering och ett "evigt" underhåll. Lakningen på byggnadsmaterialet visar att vissa delar är synnerligen lakbara och att materialet inte får tas emot ens vid en deponi för farligt avfall om inte materialet stabiliseras så att lakningskaraktären ändras.

Samtliga byggnader inom områdena 1, 2A och 2B föreslås rivnas, medan övriga byggnader på område 3A och 3B föreslås ligga kvar. Bostadsbyggnaden invid kraftverket berörs dock inte. Hälso- och miljöskäl motiverar rivningen av cellhallsbyggnaden (område 2A) medan byggnaderna i område 1 och 2B behöver rivnas för att kunna genomföra föreslagna markåtgärder.

Cellhallsbyggnaden (2 A) omfattar ca 1.800 m² och innehåller "Tornet/Lager" (430 m²), "Cellhallen/Indunstningen" (850 m²), "Verkstad/Matsal/Transformator" (230 m²) och "Kontor" (260 m²). Byggnaderna på område 1 och 2B omfattar ca 3.000 m².

8.3.2 *Funktionsmål byggnader*

Funktionsmålet för sanering och rivning av byggnader inom område 1, 2A och 2B är att:

1. eliminera risken för exponering och/eller spridning av kvicksilver, dioxin och organiska lösningsmedel inom eller kring EKA-området via byggnaderna och byggnadernas material
2. underlätta markåtgärder

Funktionsmålet för övriga byggnader på EKA-området (område 3A och 3B) är att:

3. reducera byggnadernas indirekta påverkan på föroreningarna i mark inom EKA-området genom att ändra byggnadernas VA- och elinstallationer till för området säkrare lösningar.

8.3.3 *Kravspecifikation byggnader*

Provsanering har skett av cellhallsbyggnaden (område 2A) där luftens innehåll av damm och föroreningar studerades. Resultatet visar att vid rivningen av cellhallen bör skyddsåtgärderna ägnas särskild uppmärksamhet. Detta gäller både intern miljö (arbetsmiljön) och extern miljö (omgivningen). I rivningsmassorna från cellhallsbyggnaden (exklusive golv och undergrund) bedöms finnas cirka 1 ton kvicksilver.

Risken för spridning av föroreningar till omgivningen är således uppenbar vid rivningen av cellhallsbyggnaden. Byggnaden innehåller förutom förorenat byggnadsmaterial också löst damm som vid rivningen kan spridas. Kravet är därför att cellhallsbyggnaden (område 2 A) förses med ett tält innan rivningen påbörjas. Tältet förses i sin tur med ventilation som ger kontroll av all luft inom byggnaden och samtliga frånluftskanalerna förses med filter.

Golvkonstruktionen och undergrunden i cellhallsbyggnaden är på flera ställen sammansatt av flera skikt med innehåll av block och grova stenar. Indikationer finns på att föroreningsmängden kan vara betydande och beredskap ska finnas hos rivningsentreprenören att bli kunna suga upp kvicksilver och lösningsmedel i fri fas.

I cellhallsbyggnadens träkonstruktioner har kvicksilverhalter på mer än 10 % uppmätts och inget byggnadsmaterial från denna byggnad bör få lämna tältet utan att vara emballerat för vidare transport.

Rivning av byggnaderna på område 1 och 2B kan ske utan särskilda skyddsanordningar, dock bör fundament och alla konstruktionsdelar i mark lämnas kvar. Vissa av dessa tas senare om hand vid efterföljande uppgrävningsarbeten.

Inom område 2B finns en transformator som ska rivas. Byggnadsytan är ca 20 m². Omhändertagande av olja krävs. Oljan innehåller inte PCB.

8.3.4 Exempel på utförande vid rivning av byggnader och installationer

Rivningsarbetet inleds med rivning av de byggnader som ligger inom område 1 och 2B och som inte omfattas av cellhallsbyggnaden. Eftersom dessa byggnader inte varit i kontakt med den förorenade jorden eller ingår i cellhallsbyggnaden kan större delen av byggnadsmaterialet från denna rivning återvinnas eller deponeras utan särskilda undersökningar. Sortering sker lämpligen i fraktionerna metaller, trä, brännbart, farligt avfall (av typen strömbrytare, oljekablar, spänningskydd etc.) samt deponirest (asbest, puts, tegel, betong etc.).

Parallellt med rivningen i område 1 och 2B kan tältet installeras över cellhallsbyggnaden (område 2A). Rivning sker därefter av cellhallsbyggnaden. Rivningen delas upp i etapper där varje etapp isoleras med avskärmningar, vilka har sitt eget reningsfilter. Tältet som ska vara fribärande (inte stödja sig på byggnaden) föreslås vara kvar även under markarbetena för att fungera som sorterings-, mellanlagrings- och emballeringsställe av förorenad jord.

Byggnadsmaterialet från cellhallsbyggnaden delas upp i minst tre huvuddelar; brännbart (råspont, träbjälkar etc.), icke organiskt (skrot, puts, tegel, betong etc.) och övrigt material (elkablar, strömbrytare etc.). Huvuddelarna delas sedan upp i lämpliga fraktioner. All hantering av rivet byggnadsmaterial ska ske i tältet och lagring ska också ske i tältet.

De befintliga VA-ledningar för byggnaderna inom område 3A som vid ett ledningsbrott kan öka vattenomsättningen i förorenad jord föreslås pluggas och nya ledningar installeras. Kulvertar föreslås för de nya installationerna, se avsnitt 8.4.4.

Inom område 3A planerar man att bygga till bilhallen. Tillbyggnaden föreslås ske så att ren fyllningsjord till minst en meters tjocklek läggs under tillbyggnaden, se också avsnitt 8.2.4.

Inom område 3B, som inte ingår i projektets ansvar, rekommenderas att lagningar av markytan (största delen är asfalt) utförs med rent jordmaterial så snart hål eller markskador uppträder. Inom område 3B förläggs ledningar och installationer som kan öka vattenomsättningen i områdets

jordmassor i kulvert (liksom för område 3A). Med ovanstående åtgärder, inklusive administrativa åtgärder (se avsnitt 8.8), torde risken för exponering och spridning av föroreningar från området 3B vara så begränsade att menlig hälso- och miljöpåverkan inte uppstår. Att fylla upp tomten med bibehållande av byggnaderna är i praktiken omöjligt om inte utskiftning av massor görs, dvs. att förorenad jord tas bort och ersätts med ren jord.

8.3.5 Kostnader för sanering och rivning

Kostnaderna för sanering och rivning av byggnader bedöms enligt Tabell 8.4.

Tabell 8.4. Kostnader för sanering och rivning. Mkr.

Kostnadspost	Kostnad
Rivning av byggnader inom 1 och 2B	1
Tält till cellhallsbyggnaden inkl. installationer för rening av luft	3
Rivning av cellhallsbyggnaden inkl. sortering	6
Summa	10 Mkr

Behandling, bortskaffning, deponering etc. av byggnadsmaterialet är inte inräknat i ovanstående kostnader. Dessa redovisas under avsnitt 8.6 och 8.7. Inte heller uppgrävning av grund och undergrund är inräknad i ovanstående kalkyl. Dessa kostnader redovisas under avsnitt 8.4.

Kostnaderna för anpassning av VA-ledningar för byggnaderna inom område 3A är redovisade under avsnitt 8.4.

8.4 UPPGRÄVNING AV KONTAMINERADE MASSOR

8.4.1 Allmänt

Utöver det samhälleliga ställningstagandet att ta bort kvicksilver ur kretsloppet, är de huvudsakliga hälso- och miljöskälen för uppgrävning och bortskaffande att minska den totala föroreningspotentialen på EKA-området.

I utredningen kring EKA-området kan konstateras att lösligheten hos kvicksilver och dioxin är låg och att huvuddelen av spridningen sker via partiklar. Ändrade kemiska och biologiska förhållanden kan dock öka lösligheten (har tagits upp som en skadehändelse i avsnitt 8.1), vilket kan åtgärdas genom att reducera vattenomsättningen (se avsnitt om barriärer) men också genom uppgrävning och bortskaffande av föroreningarna.

Uppgrävningen och bortskaffningen innebär således att risken för spridning och exponering av föroreningarna minskar (föroreningar tas helt bort på vissa ställen), men också att konsekvenserna av framtida skadehändelser på tomten mildras, t ex genom mindre eroderad mängd av föroreningarna. Metoden ger störst effekt om de mest förorenade massorna grävs ur och om de mest utsatta platserna väljs för uppgrävningen där risken för exponering och spridning är störst. Sådana platser är där ytnära föroreningar förekommer (exponeringsrisken störst) och längst ut på tomten mot kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen (erosionsrisken störst). Dessutom gäller att ju djupare föroreningen ligger desto mindre är både exponerings- och erosionsrisken. Nedan ges ett antal

alternativ, definitiv omfattning av uppgrävning kan först avgöras i samband med projekteringen och upphandlingen av grävarbetena och bortskaffningen.

8.4.2 Funktionsmål uppgrävning

Funktionsmålet för uppgrävning av förorenade massor är att:

1. reducera källtermen vilket generellt minska exponerings- och spridningsrisken av föroreningarna på EKA-området
2. minska konsekvenserna av oförutsedda förhållanden eller olyckor på och omkring EKA-området.

8.4.3 Kravspecifikation

Uppgrävningen bör koncentreras till sådana delar av området som har störst mängd föroreningar samt till de delar som har störst potential för att exponeras och spridas vid oförutsedda förändrade förhållanden eller olyckor i eller kring EKA-området.

Grävning under grundvattenytan medför en omrörning i massorna. Finpartiklar, på vilka föroreningarna huvudsakligen förekommer, grumlas i vattnet i schakten. Grävning under grundvattenytan bör därför helst undvikas. Om grävning under grundvattenytan behöver utföras så ska särskilda skyddsåtgärder vidtas, t ex spontning kombinerad med rening av grundvattnet inom sponten, alternativt att jorden fryses i sektioner och därefter grävs upp (intilliggande icke fryst jordmaterial är dock svårt att hindra från omrörning). Detta kommer inte att påverka grundvattennivån inom området.

8.4.4 Exempel på utförande för uppgrävning av kontaminerade massor

Nedan beskrivs uppgrävning av förorenad jord inom olika delområden. Bortgrävning av förorenade massor kan genomföras med olika ambitionsnivå, och några exempel redovisas nedan.

Uppgrävningen i redovisade alternativ beräknas leda till en minskning av källtermen kvicksilver och dioxin med 30-90 % (ca 5 – 14 ton) respektive 10-35 % beroende på hur mycket som grävs bort. Kommunen har ännu inte beslutat vilken ambitionsnivå som ska tillämpas för delområdena och den slutliga omfattningen kommer att styras av tillgängliga medel för efterbehandlingsarbetena.

Område 1 och mindre del av område 2B

Område 1 innehåller de högsta halterna av kvicksilver på EKA-området. Uppgrävning i detta område ger således störst effekt per ton jord som tas bort om man ser till minskningen av föroreningskällan i området. Område 1 ligger dessutom på udden längst ut mot kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen där föroreningarna bedöms ha störst risk att spridas.

Grundvattenytan i område 1 ligger ca 2 meter under markytan. För att få bort större delen av föroreningen från område 1 behöver dock uppgrävningen ske till ca 4 meters djup, vilket innebär ca 2 meter under grundvattenytan (och under sjöytan).

Bortgrävning föreslås i basscenariet ske på en yta som är cirka 2.000 m². Med ett schaktdjup på 2 meter innebär detta 4.000 m³ massor motsvarande cirka 7.000 ton. Mängden kvicksilver som grävs ur är i storleksordningen 5 ton och dioxinmängden blir knappt 150 gram.

Genom att gräva ytterligare 2 m på djupet inom en yta av cirka 1.000 m² (ca 2.000 m³, motsvarande ca 3.500 ton) bedöms uppgrävd mängd kvicksilver till ca 3 ton. Dessa arbeten innebär schakt under grundvattenytan med risk för förorenat grundvatten. Rening av vatten måste ske före utsläpp i recipient.

Område 2A

Inom område 2A ligger cellhallen med anslutande byggnader. Totala ytan är ca 1.800 m². Uppgrävning antas behöva ske till 2 meter under nuvarande marknivå, vilket innebär en massvolym på ca 3.500 m³ motsvarande ca 6.000 ton. Som nämnts tidigare är sammansättningen av massorna blandad och det kan bl a finnas fritt kvicksilver i massorna som måste sugas upp med spruta (t ex typ vaccinspruta).

Uppgrävning inom område 2A förväntas ge en reduktion av kvicksilvermängden i storleksordningen 5 ton. Reduktion av dioxinmängden bedöms till storleksordningen 15 gram.

Området 3A

Inom område 3A, som innehåller bilförsäljning och bilreparationer, avser Brandt Personbilar AB att expandera, vilket innebär att en yta på 500-1.000 m² behöver grävas ur och förses med rena massor. Enligt undersökningarna innehåller denna yta främst dioxin och PAH.

Tillbygganden läggs med platta på mark och uppgrävningen bedöms behöva göras till cirka en meters djup och återfyllning ske med rena massor. Detta innebär ett omhändertagande av ca 1.000 ton förorenade massor. Uppgrävda massor transporteras till tältet för sortering.

Uppgrävning inom område 3A förväntas ge en reduktion av kvicksilvermängden med storleksordningen 50 kg och av dioxinmängden med 10 gram.

Uppgrävda massor från dräneringsdiken

Två dräneringsdiken föreslås, uppströms mot Strömgatan och i tomtens nederände mot kraftverkskanalen och mot Bengtsbrohöljen. Tvärsektionen ska innehålla dränering och filtermaterial. Den mängd material som grävs bort för dräneringsdikena bedöms till i medel 4 m² per löpmeter. Totala dikeslängden är 900 meter, vilket innebär uppgrävning av 3.600 m³ motsvarande 6.000 ton.

Uppgrävning för dräneringsdiken förväntas ge liten reduktion av kvicksilver och dioxin, eftersom en betydande del av grävningen sker i områden som har, relativt sett, låga halter. Med en medelhalt på kvicksilver på 50 mg/kg, blir totalreduktionen ca 0,3 ton och med en medelhalt på dioxin på 200 ng/kg TS, blir mängden bortgrävt dioxin 1 gram.

Uppgrävda massor från kulvertering och nya ledningar

För att undvika risken med läckor från vatten- och avloppsledningar i området och för att ta bort så mycket av grävarbeten som möjligt i framtiden föreslås att nuvarande och framtida infrastruktur bestående av ledningar (vatten, avlopp, el, tele, fjärrvärme etc.) läggs i särskilda betongkulvertar. Uppgrävning för kulvertarna görs och kulvertarna säkras med avrinning till Bengtsbrohöljen, om läckor skulle uppstå i någon ledning i kulverten.

Kulvertlängden bedöms totalt till 800 meter. Tvärsektionen som ska grävas bort bedöms bli i medel ca 1,5 m² per löpmeter, vilket innebär 1.200 m³ jord motsvarande ca 2.000 ton.

Uppgrävningen för kulvertarna ger, relativt sett, små reduktioner av kvicksilver- och dioxinmängden. Viss uppgrävning sker i högkontaminerad jord medan annan grävning sker i lågkontaminerad jord. Om tre gånger så höga halter antas som vid uppgrävning för dräneringsdiken blir totala reduktionen i samma storleksordning, dvs. 0,3 ton kvicksilver och 1 gram dioxin.

Uppgrävda massor från slitsmurar

Mängden överskottmaterial från slitsmuren vid kraftverksdammen är i storleksordningen 200 m³. Mängden från den eventuella slitsmuren utmed kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen är i storleksordningen 2.000 m³ motsvarande ca 3.000 ton.

Jordmassorna vid kraftverksdammen bedöms lågkontaminerade. Grävning för slitsmuren utmed strandkanten sker däremot till viss del i högkontaminerat område. Om medelhalten kvicksilver antas till 200 mg/kg blir reduktionen 0,6 ton. Med dioxinhalten 200 ng/kg blir uppgrävd dioxinmängd mindre än 1 gram.

8.4.5 Konsekvenser av ökning/minskning i mängden uppgrävda kontaminerade massor

Basscenariet

Basscenariets uppgrävning av massor enligt avsnitt 8.4.4 ger en reduktion av mängden föroreningar som för kvicksilver är ca 11 ton och för dioxin i storleksordningen 150-200 gram. För kvicksilver innebär detta en mängdreduktion på nära 70 % räknad på total mängd på EKA-området (16 ton). Dioxinreduktionen blir ca 15-20 % (total mängd 850 gram). Att kvicksilverreduktionen blir proportionerligt större är logiskt eftersom högkontaminerat kvicksilver i högre grad ligger samlat till mindre yta (främst område 1 och 2A).

För PAH och PCE är mängdreduktionen till följd av uppgrävning mer oklar och några kvantitativa bedömningar görs därför inte.

Minskning i omfattningen av uppgrävningen

Flera av uppgrävningarna är föranledda av att andra åtgärder ska installeras i EKA-området. I princip är det endast uppgrävningen av område 1 och del av område 2B samt område 2A (golv och jord under cellhallsbyggnaden) som kan väljas bort. Dessa urgrävningar har dock en avgörande betydelse för reduktionen av kvicksilver och dioxin, vilket åskådliggörs i Tabell 8.5. Reduktionen i

kostnad blir också märkbar, eftersom inte bara uppgrävningen försvinner utan också hantering, behandling och deponering av massorna.

Ökning i omfattning av uppgrävningen, område 1

Eftersom kvicksilverhalten är störst i jordmassorna i område 1 blir ytterligare uppgrävning mest effektiv där om man ser till reduktionen av mängden kvicksilver. Genom att t ex gå ned ytterligare 2 meter på djupet inom en yta av ca 1.000 m², dvs. att gräva upp 2.000 m³, motsvarande ca 3.500 ton, bedöms uppgrävd mängd kvicksilver till ca 3 ton. Totalt skulle detta tillsammans med basscenariets mängd innebära storleksordningen 14 ton kvicksilver. Totala reduktionen skulle därmed bli drygt 85 %, dvs. ca 15 % (2 ton) av kvicksilvret skulle lämnas kvar i området.

Reduktionen av dioxin genom en utökad uppgrävning i område 1 bedöms stå i proportion till den ytterligare grävningen i område 1 och del av 2A (få analyser gjorda på detta djup). Detta innebär en reduktion på storleksordningen 50-100 gram.

Grävning från 2 meters djup (basscenariet) till 4 meters djup innebär 2 meters grävning under grundvattenytan och Bengtsbrohöljens yta. Särskild uppmärksamhet måste därvid ägnas grundvattnet i schakten. Vattnet måste renas med filter och eventuellt också med annan metod för att fånga löst kvicksilver och andra metaller samt PCE. Sponten enligt avsnitt 8.2 gör det möjligt att utföra grävningen utan extra spont mot sjön, men spont krävs sannolikt mot övriga tomten. Stenblocken i slänterna mot kraftverkskanalen och Bengtsbrohöljen måste tas om hand.

Ökning i omfattning av uppgrävningen, område 2B

Ett annat alternativ för en ökning av omfattningen är att utvidga grävningen över grundvattenytan i område 2B. En utvidgning av grävd yta med 1.000 m² i område 2B till djupet 2 meter skulle innebära en jordmängd på 2.000 m³, motsvarande ca 3.500 ton. Mängden kvicksilver i dessa massor är i storleksordningen 0,5 ton (halt antagen till 150 mg/kg) och dioxinmängden 1 gram (halt antagen till 200 ng/kg).

I Tabell 8.5 är beskrivna uppgrävningensalternativen sammanställda avseende reduktion i mängden kvicksilver och dioxin.

Tabell 8.5. Reduktion av kvicksilver och dioxin i olika uppgrävningensalternativ

Områden	Kvicksilver (ton)	Dioxin (g)	Anmärkning
Basscenarium (område 2A+1+ del av 2B)	11	150-200	Jordmängd ca 25.000 ton
Endast uppgrävning 2A	5	15	Ca 6.000 ton golv- och jordmassor
Endast uppgrävning för nödvändiga installationer	1	10	Jordmängd ca 12.000 ton
Basscenariet + uppgrävning till 2 meter under grundvattenytan område 1	14	200-250	Jordmängd knappt 30.000 ton
Basscenariet + uppgrävning 1.000 m ² över grundvattenytan i område 2	11,5	150-200	Jordmängd knappt 30.000 ton

8.4.6 Kostnader för uppgrävning

Nedanstående kostnader, se Tabell 8.6-8.9, omfattar uppgrävning, transport till tält och sortering av massorna. Observera att behandling och/eller deponering inte ingår (tas upp under avsnitt 8.6 och 8.7).

Tabell 8.6. Kostnader för basscenariet. Mkr.

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Område 1 och mindre del av område 2 (7.000 ton à 400 kr)	2,8
Område 2A (5.500 ton à 600 kr)	3,3
Område 3A (1.000 ton à 300 kr)	0,3
Uppgrävda massor från dräneringsdiken (6.000 ton à 300 kr)	1,8
Uppgrävda massor från kulvertering och ledningar (2.000 ton à 300)	0,6
Uppgrävda massor från slitsmurar	
- Vid kraftverket 200 ton à 200 kr	0,04
- Ev. slitsmur i släntkrön 3.000 ton à 300 kr	(0,9)
Summa (avrundat)	9 (10)

Tabell 8.6. Kostnader för uppgrävning för nödvändiga installationer. Mkr.

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Område 3A (1.000 ton à 300 kr)	0,3
Uppgrävda massor från dräneringsdiken (6.000 ton à 300 kr)	1,8
Uppgrävda massor från kulvertering och ledningar (2.000 ton à 300)	0,6
Uppgrävda massor från slitsmurar	
- Vid kraftverket 200 ton à 200 kr	0,04
- Ev. slitsmur i släntkrön 3.000 ton à 300 kr	(0,9)
Summa (avrundat)	3 (4)

Tabell 8.7. Kostnader för basscenariet + uppgrävning under grundvattenytan i område 1. Mkr

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Område 1 och mindre del av område 2 (7.000 ton à 400 kr)	2,8
Område 1, uppgrävning under grundvattenytan (3.500 ton à 800 kr)	2,8
Område 2A (5.500 ton à 600 kr)	3,3
Område 3A (1.000 ton à 300 kr)	0,3
Uppgrävda massor från dräneringsdiken (6.000 ton à 300 kr)	1,8
Uppgrävda massor från kulvertering och ledningar (2.000 ton à 300)	0,6
Uppgrävda massor från slitsmurar	
- Vid kraftverket 200 ton à 200 kr	0,04
- Ev. slitsmur i släntkrön 3.000 ton à 300 kr	(0,9)
Summa (avrundat)	12 (13)

Tabell 8.8. Kostnader för basscenariet + uppgrävning av 1.000 m² inom område 2B. Mkr

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Område 1 och mindre del av område 2B, 7.000 ton à 400 kr	2,8
Område 2B, 3.500 ton à 400 kr	1,4
Område 2A, 5.500 ton à 600 kr	3,3
Område 3A, 1.000 ton à 300 kr	0,3
Uppgrävda massor från dräneringsdiken, 6.000 ton à 300 kr	1,8
Uppgrävda massor från kulvertering och ledningar, 2.000 ton à 300	0,6
Uppgrävda massor från slitsmurar	
- Vid kraftverket 200 ton à 200 kr	0,04
- Ev. slitsmur i släntkrön 3.000 ton à 300 kr	(0,9)
Summa (avrundat)	10 (11)

8.5 UPPTAGNING AV SEDIMENT

8.5.1 Allmänt

Förorenade sediment finns utanför strandlinjen från udden (område 1) och förbi nuvarande ångbåtsbrygga. Föroreningarna domineras av kvicksilver och dioxin. Sedimenttjockleken varierar från några decimeter vid udden till ca 1,5 meter vid bryggan.

Entreprenadarbetena utmed strandlinjen innebär risk för uppgrumling av sedimenten. Vid fyllning i vattnet kommer sedimenten dessutom att tryckas undan och omlagras, varvid sediment med höga koncentrationer blottläggs. För att mer eller mindre eliminera grumling, undantryckning och omlagring föreslås att de strandnära sedimenten lyfts upp och deponeras. Bedömningen är att det är tillräckligt att ta upp sedimenten inom ett avstånd på ca 6-8 meter räknat från släntfoten och ut i Bengtsbrohöljen.

8.5.2 Funktionsmål sediment

Funktionsmålet med upptagning av sedimenten är att

1. Eliminera grumling, undantryckning och omlagring av sediment vid entreprenadarbetena i strandlinjen
2. Minska risken för grumling av sedimenten i framtida verksamheter i närheten av strandlinjen.

Därutöver kommer upptagning av strandnära sediment reducera föroreningsmängden och därmed i viss mån minska risken för spridningen av förorenade sediment till övriga delar av sjön och sjösystemet.

8.5.3 Kravspecifikation

Upptagningen ska ske på sådant sätt att så liten grumling av sedimenten sker. Oavsett risken för grumling bör geotextilskärm monteras ute i vattnet. Skärmen förses med sänke och flytkroppar och ska sträcka sig från vattenytan till sjöbotten samt innesluta hela arbetsytan.

Sedimenten läggs upp på tätad yta och avvattnas. Stabilisering bedöms inte nödvändig, se val av teknik nedan.

8.5.4 Exempel på upptagning av sediment

Metoder som övervägs för att ta upp sedimenten är grävuddring, suguddring och frysning. Grävuddring övervägs på grund av att metoden är enkel, att mängden är förhållandevis liten och för att sedimenten ligger nära land. Suguddringen ger ringa grumling, men kräver större utrustning samt ger stor mängd vatten (3-4 gånger naturligt vatteninnehåll i sedimenten). Frysningen sker med elektroder som sticks ned i sedimenten till den nivå man vill frysa och de frysta sedimentsjoken lyfts upp med lyftkran. Kranen kan i detta fall placeras på land vid strandkanten. Torrsubstanshalten (TS) blir vid frysning lika med den halt som finns naturligt i sedimenten och en avvattning fås automatiskt vid upptiningen av sedimenten. På detta sätt kan avvattning undvikas i t.ex. centrifug eller silbandspress för att man ska nå rimlig TS-halt inför vidare hantering.

Flera entreprenörer finns när det gäller gräv- och suguddring. En leverantör finns av frystekniken i Sverige.

Vid suguddring behöver sedimenten sannolikt avvattnas i speciell anläggning (utöver bassängen beskriven nedan). Vilken avvattningsmetod som kommer att användas är ännu inte utprovad, men flera metoder finns.

Sedimenten läggs i en specialbyggd bassäng (preliminär plats område 3C), se figur 8.1, där de avvattnas. Det organiska innehållet i sedimenten innebär att deponeringsförordningens förbud mot deponering av organiskt avfall diskvalificerar sedimenten från deponering. Det alternativ som återstår är därför förbränning såvida inte mottagande anläggning medges avsteg från deponeringsförbudet.

Mängden sediment som minst bedöms behöva tas upp för att nå funktionsmål 1 är i storleksordningen 1.200 m³ (cirka 1300 ton våtvikt). TS-halten (medel) uppskattas till cirka 20 %. TS-halten efter avvattning antas bli 30 %, vilket ger cirka 800 ton sediment som ska destrueras. Vattenmängden som ska renas vid frysmuddring är cirka 500 m³. Om suguddring används blir vattenmängden som ska renas 3-4 gånger större.

8.5.5 Kostnader för upptagning av sediment

Följande kostnader, se Tabell 8.10, bedöms för upptagning av sedimenten, exklusive transport till godkänd anläggning för förbränning (anges under avsnitt 8.6).

Tabell 8.10. Kostnader för upptagning av sediment (Mkr)

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Provisoriska anläggningar, 500 m ² tät damm (geomembran), inkl vattenrening	0,5
Frysning, upptagning, tining av sediment samt rening av vatten (1.300 ton à 1.000 kr)	1,3
Summa (avrundat)	1,8 (2)

8.6 BEHANDLING AV FÖRORENADE MASSOR, BYGGNADSMATERIAL OCH SEDIMENT

8.6.1 Allmänt

De föroreningar som förekommer på EKA-området och som ska beaktas vid en behandling är kvicksilver, dioxin, klorerade lösningsmedel (PCE), polyaromatiska kolväten (PAH) och tungmetaller (utöver kvicksilver).

Allt material som hanteras på EKA-området kommer att sorteras, se också avsnitten om rivning och sanering av byggnader samt uppgrävning. I detta avsnitt tas inte sortering upp som en separat behandlingsmetod.

Sett ur hälso- och miljösynpunkt är frågan komplicerad huruvida behandling av massorna (utöver sortering) ska ske och i så fall i vilken omfattning. Behandlingen ger dessutom i sig en påverkan som är belyst i kapitel 5 i rapporten EKA 2002:11 där en LCA (livscykelanalys) refererats kring olika behandlingsmetoder och där man beaktat växthuseffekt, försurningspotential, eutrofieringspotential, marknära ozon samt energianvändning.

Alternativet till behandling är att lämna föroreningen kvar eller att lyfta upp föroreningen och deponera den. I det första fallet (att lämna föroreningen kvar) kan hälso- och miljöeffekterna jämföras med behandling eftersom miljö- och hälsoriskbedömningen för området finns att tillgå, medan det i det andra alternativet finns ett beroende av vart föroreningen transporteras och i vilken omgivning den deponeras (deponeringens påverkan är olika på olika ställen beroende på omgivningens känslighet runt deponin).

Vissa massor och material är givna för behandling, t ex sådana som grävs upp eller rivs och som inte får deponeras. Idag får brännbart avfall inte deponeras och efter 2005 inte heller organiskt avfall. Detta innebär att allt brännbart och organiskt avfall måste destrueras. För EKA-området medför detta att allt brännbart som rivs i cellhallsbyggnaden måste brännas (inget material bedöms där som återvinnbart på grund av föroreningshalten). Likaså kommer upptagna sediment att behöva brännas på grund av organiskt innehåll och hög föroreningsgrad.

8.6.2 In-situ-behandling

Vid genomgång av möjliga metoder för in-situ-behandling, dvs. behandling med jordmassorna liggande kvar i jorden, har endast PCE övervägts att behandlas på detta sätt. Orsaken är att de dominerande föroreningarna, kvicksilver och dioxin, inte lämpar sig särskilt väl för in-situ-behandling.

PCE-föroreningen ligger djupt ned i jordprofilen (till 6-7 meter). Luftinblåsning under grundvattenytan ("air sparging"), pumpning av grundvatten och behandling vid markytan ("pump and treat") samt byggande av en sammanhängande vertikal reaktiv barriär i grundvattnets strömningsriktning har övervägts. Det är dock känt från bl a pilotförsök som Miljöteknikdelegationen organiserade och finansierade för några år sedan att PCE och dess nedbrytningsprodukter är svåra att behandla med in-situ-metoder.

Eftersom PCE-föroreningen är tämligen spridd och jordmassorna inhomogena bedöms det svårt att säkra ett homogent och kontrollerat grundvattenflöde i en reaktiv barriär, varför denna metod är tveksam. Att pumpa grundvatten för behandling vid markytan kräver ”snabb kinetik”, dvs. att föroreningarna relativt snabbt ”släpper” från jordstrukturen, i annat fall måste pumpningen pågå under lång tid. Pumpningen påverkar grundvattenytan och medför, liksom vid luftinblåsning, ökad syresättning av grundvattnet. Pumpat grundvatten måste också renas från kvicksilver.

Miljö- och hälsoriskbedömningen visar att hälso- och miljörisken avseende PCE främst ligger i exponering av gas från lösningsmedlet och dess nedbrytningsprodukter, som kan röra sig i jord-por-systemet. För byggnader där det av kondensskäl alltid bör finnas ett litet undertryck, innebär detta ett hot eftersom risk finns för att gasen kan sugas in i byggnaderna.

PCE-föroreningens läge, nedbrytbarhet, tveksamheter kring reningseffektiviteten vid en behandling, exponeringssituationen samt förekomsten tillsammans med kvicksilver har varit en av huvudorsakerna till förslaget om skyddsfyllning (se avsnittet om horisontella barriärer) och användning av marken som parkmark. Med dessa skyddslösningar innebär en behandling av PCE en begränsad hälso- och miljönytta. Sammanfattningsvis föreslås således ingen in-situ-behandling av PCE och följaktligen inte heller någon in-situ-behandling överhuvudtaget i projektet. I samband med rivning av byggnader föreslås uppsugning av förekommande lösningsmedel i fri fas (se 8.3.3).

8.6.3 Behandling on-site eller ex-site

Mot bakgrund av de föroreningar som förekommer på EKA-området har följande behandlingsmetoder undersökts:

1. tvättning (fysisk borttagning av föroreningarna)
2. kemisk extraktion
3. förbränning
4. termisk avdrivning
5. stabilisering
6. solidifiering

Upphandlingen av behandlingsentreprenaderna kommer att läggas upp så att möjlighet ges för entreprenörer att offerera behandling on-site och/eller off-site. Det kan antas är att förekomsten av kvicksilver troligtvis innebär att få entreprenörer kommer att våga offerera en reningsgrad utan att ha prövat materialen på sin metod. Förslaget är därför att utforma upphandlingen i två steg där sannolikt alla metoder, utom möjligen tvättning, kommer att kräva pilotstudier och utvärderingar som utförs av potentiella entreprenörer som bjuds in att lämna anbud (helst flera per metod). Det är först efter dessa pilotförsök som omfattningen av behandling kan bedömas och vad som kan utföras on-site eller ex-site.

Med tanke på närheten till Bengtsbrohöljen och Bengtsfors samhälle samt vetskapen om att behandlingsmetoderna kräver avancerade anläggningar är det troligt att metoderna, förutom sortering och tvättning, kräver att materialen transporteras till annan ort med miljöprövade och godkända anläggningar.

8.6.4 Funktionsmål behandling

Funktionsmålet med behandling är att:

1. genom destruktion eller immobilisering minska föroreningarnas påverkan på hälsa och miljö
2. koncentrera föroreningarna i de fall destruktion eller immobilisering inte är lämpligt att genomföra

8.6.5 Kravspecifikation behandling

Kravet på behandlingen är att denna ska ge påvisbara positiva hälso- och miljöeffekter, vilka helst ska kunna kvantifieras. Behandlingsmetoden ska i sig inte medföra menliga miljöstörningar.

8.6.6 Exempel på behandlingsmetoder av förorenade massor, byggnadsmaterial och sediment

Tvättning

Etablering av en tvättningsanläggning föreslås ske på platsen som en komplettering till sorteringen. Tvättning bör ske av främst de grövre fraktionerna (makadam, sten och block), där direkt synliga föroreningar och finjord som "häftat fast" på den grövre fraktionen tas bort. Tvättningsanläggningen etableras lämpligen i tältet som lämnas kvar efter rivningen av cellhallsbyggnaden. Tvättningsmetoden bör vara sluten, dvs inget tvättvatten ska släppas ut kontinuerligt. Överskottsvatten som uppstår från anläggningen eller vatten som måste bytas, samlas upp och behandlas i reningsanläggning.

Tvättningen kräver behandling eller deponering av restprodukt (koncentrat) och tvättvatten. Eventuell användning av renad restprodukt (t.ex. grus, sand eller block) föreslås ske i samråd med tillsynsmyndighet.

Kemisk extraktion

Kemisk extraktion av kvicksilver och andra tungmetaller är föreslagen av SAKAB, som önskar genomföra pilotförsök på sin egen anläggning. Blir metoden tekniskt framgångsrik och kostnads-effektiv kommer SAKAB att offerera en behandling på sin anläggning i Kumla. Metoden ger en anrikning av kvicksilver (och andra metaller), vilket för med sig vissa frågor kring mellanlagringen och deponeringen, se avsnitt 8.7. Metoden ger också en restprodukt som antagligen måste deponeras på deponi för icke-farligt avfall.

Förbränning

Förbränning kommer att ske av brännbara fraktioner av främst rivet byggnadsmaterial och någon förbehandling, utom sortering, föreslås inte. På grund av föroreningsinnehållet måste sannolikt större delen av förbränningen ske i godkänd anläggning för farligt avfall med innehåll av kvicksilver, dvs. på annat ställe än EKA-området. Metoden ger en aska, vilken deponeras på deponi för farligt avfall.

Termisk avdrivning

Termisk avdrivning (med vissa kompletteringar) destruerar dioxin, PAH och PCE och anrikar kvicksilvret i resterna från processen. Beträffande anrikningen se kommentar ovan för kemisk extraktion. Metoden ger utöver anrikningsprodukten en restprodukt som antagligen kan deponeras på deponi för icke-farligt avfall. Deponeringsklassen beror dock på lakningen i restprodukten av andra tungmetaller (än kvicksilver) som inte förångats i processen.

Stabilisering

Stabilisering måste t ex tillgripas inför deponering av de byggnadsmaterial som inte klarar mottagningskriterierna för deponi för farligt avfall enligt EU-direktivet 1999/31/EG. Metoden kan också användas för att ge massorna sådana lakningsegenskaper att massorna kan läggas på deponi för icke-farligt avfall i stället för deponi för farligt avfall. Förhållandet gäller större delen av jordmassorna på EKA-området som med endast kvicksilverutlakningen som grund (utan stabilisering) måste hänvisas till deponi för farligt avfall.

Solidifiering

Solidifiering är ett alternativ till stabilisering. Massorna gjuts till hårda kroppar. Mottagningskriterier saknas dock idag för klassificering inför en deponering, men sådana kriterier är enligt Naturvårdsverket under utredning.

8.6.7 Kostnader för behandling

Kostnaderna för behandlingsmetoderna varierar. Den billigaste behandlingen bedöms tvättningen vara med en kostnad per ton på storleksordningen 500 kr. Därefter kommer stabilisering och solidifiering som bedöms kosta kring 1.000 kr per ton. Termisk avdrivning bedöms med hänsyn till kvicksilverinnehållet kosta i storleksordningen 2.000 kr per ton. Förbränning av kvicksilverhaltigt byggnadsmaterial kostar på SAKAB idag ca 5.000 kr/ton och sedimenten antas kosta lika mycket att bränna. Kostnaderna kring kemisk extraktion är oklar; metoden kan bli kostnadseffektiv, här sätts dock kostnaden lika med termisk avdrivning.

Behandlingsmetoderna ersätter varandra, varför det är oklart om samtliga metoder kommer att användas och vilken fördelning mellan metoderna som kommer att gälla. Pilotstudierna kommer här att vara vägledande.

För att få en bas för kostnads kalkylen används basscenariet i avsnitt 8.4, dvs. 25.000 ton, där det antas att hälften av uppgrävt och rivet byggnadsmaterial, ca 12.000 ton, behöver behandlas. Kalkylen är indelad i en "nödvändig" del och en "övrig" del. Den nödvändiga delen tar upp förbränning av högkontaminerat brännbart avfall med innehåll av kvicksilver. Den övriga delen belyser kostnaderna om en koncentration eller en immobilisering eftersträvas i massorna.

I kostnads kalkylen, se Tabell 8.11 och 8.12, nedan är inte deponering av restprodukter inräknad, denna kostnad är redovisad under avsnitt 8.7.

Tabell 8.11. Kostnader för "nödvändig" behandling. Mkr.

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Förbränning	--
Brännbart byggnadsavfall (cellhallsbyggnaden), 300 ton à 5.000 kr	1,5
Sediment, 800 ton à 5.000 kr	4
Emballering och transporter, 1.100 ton à 400 kr	0,5
Tvättning (mängd antagen till 5.000 ton à 500)	2,5
Summa (avrundat)	9

Tabell 8.12. Kostnader för övrig behandling (fördelning bestäms från pilotstudier) Mkr.

Kostnadspost	Kostnad (Mkr)
Kemisk extraktion alternativt termisk avdrivning (5.000 ton à 2.000 kr)	10
Stabilisering och/eller solidifiering (2.000 ton à 1.000 kr)	2
Emballering och transporter, 7.000 ton à 400 kr	2,8
Summa (avrundat)	15

8.7 DEPONERING

8.7.1 Allmänt

I praktiskt taget alla massor som rivs och grävs upp från EKA-området finns kvicksilver, vilket till stor del styr deponeringen av massorna. Två olika haltkriterier för deponering av kvicksilveravfall föreligger i Sverige; ett fastfaskriterium som förs fram i kretsloppspropositionen (proposition 2002/03:117) och ett lagningskriterium i enlighet med EG-rådets beslut (2003/33/EG) om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till direktiv 1999/31/EG.

I kretsloppspropositionen föreslår regeringen att avfall som innehåller minst 1 % kvicksilver (10.000 mg/kg TS) ska föras till permanent djupförvar. Vidare säger man att även avfall som innehåller 0,1-1 % kvicksilver (1.000-10.000 mg/kg TS) ska, om det är skäligt, föras till djupförvar. Kraven föreslås gälla från 1 januari 2015 och fram till dess bör lämplig mellanlagring och förbehandling av avfallet ske. Intentionen med djupförvaret är att överföra kvicksilver från biosfären till geosfären.

Förslaget innebär att avfall med kvicksilverhalter högre än 10.000 ppm inte kan deponeras förrän ett djupförvar finns etablerat i Sverige (för avfall med halter 1.000-10.000 ppm prövas skäligheten). Sannolikt kan ett sådant förvar inte tas i anspråk före 2015 och avfallet måste mellanlagras under tiden.

I betänkandet "Kvicksilver i säkert förvar" (SOU 2001:58) anges i kapitel 8.2.1 att den behandling av avfallet som är lämplig inför djupförvaret inte är given i dagsläget och att lämpliga behandlingsmetoder behöver utvecklas. I betänkandet säger man vidare att "Det ankommer på avfallsägarna att utveckla dessa metoder och på ansvariga tillsynsmyndigheter att påverka processen genom att godkänna eller att underkänna valda metoder." Grunden för myndigheternas agerande utgör miljöbalkens bestämmelse om bästa möjliga teknik."

Mot bakgrund av betänkandet är det inför en mellanlagring inom de närmaste åren intressant att ställa frågan om en behandling överhuvudtaget är lämplig och i så fall vilken typ av behandling som

bör ske. Tiden fram till det att djuplagret blir tillgängligt är betydande (ca 10 år) och kunskapen om avfall och behandlingsmetoder kommer att förbättras. Vad som är bästa möjliga teknik vid tidpunkten för nedläggning i djupförvaret är därför oviss. En behandling idag som baseras på nuvarande kunskap skulle således kunna försvåra eller i värsta fall omöjliggöra en lämplig behandling inför djupförvaringen.

I betänkandet diskuteras också kostnaderna för ett djupförvar. Dessa anges till 15-20.000 kr/ton avfall exklusive behandling. Behandlingen beräknas ligga i samma storleksordning, vilket skulle innebära en total kostnad på storleksordningen 30-40.000 kr/ton avfall.

EU-rådet har i beslut den 19 december 2002 fastslagit mottagningskriterier för mottagning av avfall vid avfallsdeponier. Beslutet får verkan den 16 juli 2004 och fr.o.m. den 16 juli 2005 ska medlemsstaterna tillämpa de kriterier som fastställts i beslutet. Kriterierna grundas endast på lakvärden för metaller och totalinnehållet av metaller är ointressant. Lakningskriterierna innebär att ett avfall inte kan deponeras i respektive deponiklass om kriterierna överskrids. Behandling, t ex stabilisering eller solidifiering till mindre lakbarhet, måste utföras i de fall där kriterierna överskrids.

För granulära avfall (t ex förorenad jord i ”kornig” form) finns lakningskriterier redovisade i beslutet. För monolitiska material (avfallet ”gjuts” till en hård kropp) finns dock ännu inte några lakningskriterier (ytutlakningskriterier) och beslutet säger att medlemsstaterna själva kan bestämma sådana kriterier. Enligt uppgift från Naturvårdsverket (NV) pågår idag arbetet med dessa ytutlakningskriterier.

8.7.2 Funktionsmål deponering

Funktionsmålet för deponering är att i ett flerhundraårigt tidsperspektiv innesluta föroreningarna på sådant sätt att menlig exponering och spridning av föroreningarna inte kan uppkomma.

8.7.3 Kravspecifikation deponering

Kraven på en deponi framgår av Deponeringsförordningen (Förordningen om deponering av avfall, SFS 2001:512). I förordningen föreskrivs bl a hur en deponi ska vara utformad samt hur kontrollen under drift samt efter avslutning ska ordnas. Vidare kommer EU-rådets beslut den 19 december 2002 gällande mottagningskriterier för mottagning av avfall vid avfallsdeponier att gälla fr o m 16 juli 2005.

8.7.4 Alternativa platser för deponering

De alternativ som undersökts för deponering av massorna från EKA-området, inklusive restprodukter från behandlat avfall är:

1. ny deponi etableras på EKA-området
2. ny deponi etableras i omgivningarna till Bengtsfors
3. deponering sker på miljöprövad och godkänd anläggning i Sverige
4. deponering sker på deponeringsanläggningen på Langöja i Norge
5. deponering sker i saltgruva i Tyskland
6. mellanlagring sker av avfall med höga kvicksilverhalter på miljöprövad och godkänd anläggning i Sverige inför ett framtida djupförvar i Sverige.

Vid undersökning av alternativ 6, mellanlagring, antyder några anläggningar i Sverige att det är tveksamt om man ur kommersiell synpunkt kan ta på sig en mellanlagring inför slutförvar. Sannolikt medför denna inställning att de avfall som inte klarar mottagningskriterierna och som inte stabiliseras eller solidifieras måste deponeras i saltgruva i Tyskland. Även anrikat kvicksilver vid extraktion och termisk avdrivning behöver sändas till saltgruva i Tyskland.

Det är i Sverige idag endast SAKAB som har tillstånd att ta emot avfall med höga kvicksilverhalter för deponering. SAKAB har i dagarna fått nytt tillstånd, som medger deponering av kvicksilveravfall med halter upp till 3.000 mg/kg TS. Direktdeponering kan ske om halten är under 100 mg/kg TS. Halter mellan 100-1.000 mg/kg TS stabiliseras och halter mellan 1.000-3.000 mg/kg TS stabiliseras och solidifieras före deponering. Totalt får dock deponeringen inte överstiga 1 ton kvicksilver per år. Priset för deponering på SAKAB-anläggningen varierar från 2.500 kr till 5.500 kr per ton beroende på kvicksilverhalterna.

Möjligheter finns att exportera avfallet och att deponera detta utomlands, eventuellt med föregående behandling. Det råder för närvarande inget exportförbud för kvicksilverhaltigt avfall och sökanden begär tillstånd hos NV för endast hanteringen och transporten. En komplikation i sammanhanget är att NV sannolikt lägger ett krav på hemtagning av anrikat Hg efter behandling, dvs. man kommer antagligen vid anrikningsbehandling (t ex termisk avdrivning) behöva ta tillbaka avfallet till Sverige och mellanlagra detta inför ett djupförvar, såvida inte deponering i Tyskland kan utfästas.

Deponeringen i saltgruvor i Tyskland kan ske utan annan förbehandling än sortering och emballering. Denna lösning innebär att kvicksilvret i avfallet förs ur biosfären och in i geosfären, eftersom deponering i saltgruvorna inom EU betraktas som inneslutning. Vid förfrågan angående deponering i saltgruva uppger ett tyskt bolag att man kan ta emot kvicksilverförorenad jord till priset 250 Euro per ton (ca 2.200 SEK per ton). Utöver detta pris tillkommer kostnaden för att förpacka jorden i säckar (ca 2 ton per säck) samt transportkostnaden. Saltgruvan ligger på några hundra meters djup och tar årligen emot ca 200.000 ton farligt avfall för slutligt förvar, huvudsakligen från Tyskland men också från andra länder.

Ett annat bolag i Tyskland offererar behandling (pyrolys) och deponering i saltgruva till ett pris av ca 3.000 kr/ton inkl. transport från Sverige till Tyskland. Begränsningen vid behandlingen är dock att Hg-halten inte får vara högre än 1.500 mg/kg TS.

Utöver export till Tyskland är också export till Norge (Langöja i Oslofjorden) möjlig. Avfallet stabiliseras där och läggs i en deponi i ett kalkstensdagbrott. Langöja har tagit emot kvicksilverförorenade jord/sediment från kloralkaliindustrin i bl a Danmark (ca 120.000 ton). Man har erhållit nytt tillstånd i dagarna som innebär att man har tillstånd att deponera 600.000 ton farligt avfall per år vid anläggningen. Inga begränsningar finns i tillståndet vad gäller kvicksilverhalten. Priset ligger i storleksordningen 1.000 SEK per ton avfall (behandling och deponering). Transportkostnaden tillkommer, vilken sannolikt är några hundra kronor per ton.

Alternativet att etablera en deponi på EKA-tomten innebär att massorna omdisponeras till en plats på tomten och läggs in samt försluts under sådana former att både exponerings- och spridningsrisken reduceras väsentligt. Alternativet medför att deponin måste prövas i tillståndsprocessen, vilket inte gäller vid deponering på annan godkänd anläggning. Bengtsfors kommun blir verksamhetsutövare och tar på sig ett långsiktigt åtagande (minst 30 år) att driva kontrollprogram och förvalta deponin enligt deponeringsförordningens regler.

Storleken på en deponi för 25.000 ton massor skulle täcka praktiskt taget hela område 1 och 2 (2A och 2B) med en högsta höjd på ca 5 meter över nuvarande nivå.

Att etablera en ny deponi på jungfrulig mark enbart för det högkontaminerade avfallet förefaller svårt att motivera både ur miljö- och kostnadssynpunkt, varför detta alternativ endast är av principiellt intresse.

8.7.5 Deponeringskostnader

Som framgår ovan finns flera alternativ till deponering och mängderna kan varieras i alternativen. Deponeringsalternativen är dessutom beroende av föregående behandling, som antingen lämnar ett koncentrat och en restprodukt eller ett avfall där immobilisering av föroreningarna skett, se också avsnitt 8.6.

Deponi på EKA-området

Att etablera en deponi och att deponera massorna på EKA-området innebär att särskilda skyddsåtgärder krävs för att deponin ska vara säker på lång sikt. Deponin kommer att täcka en yta på nära 10.000 m² vid en omdisponering av ca 25.000 ton. Kostnaderna bedöms till ca 20 Mkr (800 kr per ton). Kostnader efter avslutning tillkommer, där provtagning och analys av vatten uppströms och nedströms deponin under 30 års tid dominerar kostnaden, som bedöms till ca 2 Mkr i nuvärde.

Deponin kommer att täcka praktiskt taget hela område 1 och 2, vilket innebär att den horisontella barriären som tagits upp i avsnitt 8.2.4 i princip inte behövs. Kostnadsminskningen bedöms till 5 Mkr. "Nettokostnaden" för denna lösning är därför i storleksordningen 15 Mkr.

Deponering på EKA-tomten kräver sannolikt stabilisering av en stor del av massorna för att tillfredsställa mottagningskriterierna. Vid en mängd på 25.000 ton blir denna kostnad 25 Mkr. Inklusivt den "nödvändiga behandlingen" (förbränning av brännbart och tvättning) på 9 Mkr, blir således totalkostnaden för behandling och deponering ca 50 Mkr.

Annan deponi i Sverige

Eftersom kvicksilverhalten är hög i större delen av massorna bedöms endast SAKAB:s deponi i Norrtorp, Kumla, vara möjlig att använda om inte stabilisering tillgrips. Tillståndet tillåter dock endast att 1 ton kvicksilver tas in per år, vilket vid ett "låghaltsalternativ" med en medelhalt på 100 mg/kg betyder att maximalt att 10.000 ton kan tas emot per år. Kostnaden för deponering av dessa massor skulle vara ca 30 Mkr (priset bedömt till 3.000 kr/ton vid denna halt) exkl. transport. Vid högre halter stiger deponeringskostnaden kraftigt hos SAKAB.

Att använda annan deponi i Sverige kräver att mottagningskriterierna (lakningskriterierna, se avsnitt 8.7.4) kan tillämpas. Kostnaden för att deponera på en extern deponi är inklusive transportkostnaderna ca 800 kr per ton. Kostnaden är jämförbar med att bygga deponi på EKA-området och alternativen är kostnadsmässigt likvärdiga, dvs. behandling och deponering skulle kosta ca 50 Mkr vid en mängd av 25.000 ton.

Langöja i Norge

NOAH Holding AS erbjuder stabilisering och deponering till ett pris av ca 1.000 SEK per ton. Transporter tillkommer som torde ligga i storleksordningen 200 kr per ton. Vid mängden 25.000 ton innebär detta 30 Mkr, vilket tillsammans med förbränning och tvättning skulle innebära en totalkostnad på ca 40 Mkr.

Alternativet Langöja kan i miljöhänseende jämföras med deponi på EKA-området och deponi på godkänd anläggning i Sverige. Samtliga deponier är ytdeponier. Det är dock oklart om Langöja är anpassad till EU-direktivet 1999/31/EG.

Saltgruva i Tyskland

Alternativet innebär kvalitetsmässigt en högre nivå jämfört med övriga alternativ. Avfallet innesluts och blir inte tillgängligt för biosfären.

Kostnaden för transport och deponering i saltgruva i Tyskland är i storleksordningen 3.500 kr per ton inklusive den emballering som måste ske. Alternativet blir mycket dyrt om stora mängder avfall ska deponeras i saltgruva. Alternativet bör användas för lättlakade massor, t ex det oorganiska bygg- och rivningsavfallet (ca 2.000 ton). Vidare kan högkontaminerat kvicksilver deponeras i saltgruva, t ex efter extraktion eller avdrivning.

Sammanfattningsvis framgår av redovisade alternativ ovan att variationen är stor när det gäller deponeringskostnaderna beroende på vilken deponi som väljs. Flera alternativ är möjliga där också resultatet av behandlingen spelar en avgörande roll. Kan t ex massorna stabiliseras så att de uppfyller kraven på mottagningskriterierna för deponering så finns möjligheten att lägga de stabiliserade massorna på en svensk deponi (för farligt avfall eller icke farligt avfall beroende på resultatet av stabiliseringen). Förutsättningen är då att kriterierna enligt mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till direktiv 1999/31/EG kan tillämpas.

8.8 ADMINISTRATIVA ÅTGÄRDER FÖR OMRÅDET

Menlig exponering och spridning av föroreningarna på EKA-området minskas i framtiden av de konstruktioner och den uppgrävning, behandling och bortskaffning som redovisats i ovanstående avsnitt. Oaktasam markanvändning eller grävning i området utgör dock en framtida risk för exponering och/eller spridning av kvarvarande föroreningar. Administrativa åtgärder som innebär restriktioner avseende markanvändning och markarbeten är därför ett kompletterande medel till de materiella åtgärder som vidtas. Syftet med administrativa åtgärder är att:

1. medvetandegöra beslutfattare och allmänhet om att området innehåller föroreningar, vilket innebär begränsningar i markanvändning och markarbeten
2. föreskriva alternativt rekommendera villkoren för områdets framtida markanvändning och markarbeten (även rivning av de byggnader som lämnas kvar)

Tre typer av administrativa åtgärder med olika ”tyngd” berörs nedan:

- förklara området som miljöriskområde enligt SFS 1998.930
- ge anvisningar i kommunens detaljplan om hur markarbeten ska bedrivas i området
- införa anteckning i fastighetsregistret om föroreningar i området och deras risker

Förordningen om miljöriskområden ger möjlighet att föreskriva villkor för fortsatt markanvändning. Fördelen med att förklara området som miljöriskområde är att villkor formellt fastställs. Sanktionsmöjligheter finns om villkoren inte efterlevs.

Till detaljplanen för området kan läggas en anvisning om hur t ex markarbeten ska bedrivas inom området. Detaljplanen är dock inte statisk utan kan ändras, vilket innebär att policybeslut i samhället skulle kunna ändra detaljplanen för området. Risken finns att man i en sådan eventuell ändring inte tillräckligt analyserar vad som är lämplig eller olämplig markanvändning för området. Ändringar i detaljplan kan dock inte genomföras utan acceptans från Länsstyrelsen.

Att införa anteckning i fastighetsregistret innebär ett observandum om förhållande på platsen. Åtgärder tvingar dock inte någon att vidta några åtgärder.

Oavsett om, och i så fall vilka, av de administrativa åtgärderna ovan som antas, rekommenderas att man i projektet upprättar en anvisning om hur framtida markanvändning bör vara och hur man bör gå tillväga vid markarbeten i området för att inte öka risken för exponering och/eller spridning av kvarvarande föroreningar på tomten. Anvisningarna bör också omfatta rivning av de byggnader som lämnas kvar.

8.9 DISKUSSION KRING OMFATTNINGEN AV ÅTGÄRDER OCH KOSTNADER

I tabell 8.1 i avsnitt 8.1 sammanställs de skadehändelser som är tänkbara för EKA-området och som kan ge en betydande hälso- och miljöpåverkan. Utöver skadehändelserna finns i nuläget också en hälso- och miljöpåverkan i kontinuerliga utsläpp från området och i en risk för exponering av föroreningarna för de människor och djur som vistas i området.

Olika kombinationer av åtgärder kan skapas som speglar olika ambitionsnivå och som i olika grad reducerar risken för nuvarande och framtida exponering och spridning av föroreningarna. Sju olika nivåer på åtgärder inklusive kostnader presenteras nedan. I summan har inte kostnader för utredningar, projektledning, projektering, erforderliga tillstånd, miljökontroll etc. samt byggkontroll och besiktningar inkluderats. Beroende på slutligt val av åtgärder och deras omfattning bedöms de totala kostnaderna för efterbehandling av EKA-området uppgå till storleksordningen 100 – 150 Mkr.

Åtgärdsnivå 1 och 2 uppfyller inte projektets uppställda åtgärds mål. Nivå 3 - 7 bedöms uppfylla samtliga åtgärds mål avseende hälsorisker och spridning av föroreningar i dagsläget, samt reducerar risken för potentiella skadehändelser. De sistnämnda alternativen skiljer sig huvudsakligen åt avseende val av barriär mot sjön samt grad av reduktion av föroreningskällorna.

8.9.1 Åtgärdsnivå 1 - Miljöriskområde

Åtgärdsnivå 1 innefattar endast att skapa ett miljöriskområde med restriktioner för markanvändningen. Miljö- och hälsorisker kvarstår inom området men via villkor ökar kontrollen av miljö- och hälsorisker. Projektets åtgärds mål uppfylls inte.

Kostnaderna utgörs av tillståndsansökan och framtida kontroll för uppföljning av villkor

8.9.2 Åtgärdsnivå 2 - Minimalalternativ

Åtgärdsnivå 2 bedöms uppfylla åtgärds målen avseende hälsorisker och spridning av föroreningar i dagsläget, men reducerar inte risken för vissa potentiella skadehändelser

Åtgärdena omfattar följande kombination av åtgärder:

- rivning av byggnaderna på område 1, 2A och 2B enligt avsnitt 8.3
- förbränning av byggnadsmaterialet enligt avsnitt 8.6
- behandling och deponering av byggnadsmaterial enligt något alternativ i avsnitt 8.6 och 8.7
- horisontell barriär inkl. tätning av område 1, 2A och 2B enligt avsnitt 8.2 (barriär 2)
- horisontell barriär i område 3A och 3C enligt avsnitt 8.2 (barriär 1)
- filterlösning i form av beklädnad av slänten utmed strandlinjen enligt avsnitt 8.2 (barriär 7 utan erosionsskydd) samt spont (barriär 5) alternativt slitsmur (barriär 3) utmed kraftverkskanalen
- upptagning och destruktion av sediment enligt avsnitt 8.5 och 8.6

Ingen förorenad jord grävs upp i nivå 2. Kostnaderna för nivå 2 är i storleksordningen 40 Mkr, se Tabell 8.13. Vissa av åtgärdena minskar också konsekvenserna av vissa skadehändelser, t ex rivning av cellhallsbyggnaden som eliminerar konsekvenserna av en eldsvåda eller eftersatt underhåll av byggnaden.

Tabell 8.13. Bedömda kostnader för åtgärdsnivå 2, 3a, 3b, 4, 5 och 6 (Mkr).

	2	3a	3b	4	5	6
Rivning av byggnader och installationer, område 1, 2A och 2B	10	10	10	10	10	10
Förbränning av organiskt byggnadsmaterial	2	2	2	2	2	2
Behandling och deponering av byggnadsmaterial	5	5	5	5	5	5
Horisontella barriärer	4	4	4	4	4	4
Upptagning och förbränning av sediment	5	5	5	5	5	5
Beklädnad filter utmed strandlinjen inkl. spont eller slitsmur utmed kraftverkskanalen	10	--	--	--	--	--
Spont utmed hela strandlinjen, filterfyllning och stödfyllning	--	16	16	16	16	16
Slitsmur	--	--	5	--	5	--
Dräneringsdiken uppströms och nedströms	--	2	2	2	2	2
Uppgrävning	--	4	4	9	9	12
Behandling och deponering av jordmassor	--	20	20	45	45	52
Summa (Mkr, avrundad)	40	70	75	100	105	110

8.9.3 Åtgärdsnivå 3a och 3b

Åtgärdsnivå 3a och 3b bedöms uppfylla projektets övergripande åtgärds mål.

Åtgärdena omfattar en kombination av åtgärder som:

- minskar risken för exponering av föroreningar för människor som vistas i området
- filtrerar allt vatten som lämnar området
- reducerar nuvarande utsläpp till Bengtsbrohöljen
- reducerar riskerna för framtida skadehändelser
- ger god kontroll av halter och flöden från området i ett 50-årsperspektiv (3a) eller 100-tals år (3b).

Åtgärdena för att uppnå denna nivå omfattar åtgärdena enligt nivå 2 där dock filterlösning längs strandlinjen mot Bengtsbrohöljen i form av beklädnad ersätts med följande alternativa lösningar:

3a: stålspont, filterfyllning bakom sponten samt stödfyllning framför sponten (barriär 5 och 6).

3b: slitsmur av bentonit och cement utmed hela strandlinjen med placering ungefär i nuvarande släntkrön (barriär 8).

Tillkommande åtgärder är därutöver:

- slitsmur vid kraftverket enligt avsnitt 8.2 (barriär 3)
- dränerings- och vägdike vid Strömgatan utförs enligt avsnitt 8.2 (barriär 4)
- dräneringsdike i områdets nedströmsdel mot Bengtsbrohöljen enligt avsnitt 8.2 (barriär 9).
- uppgrävning av förorenad jord enligt avsnitt 8.4 som minskar kvicksilvremängden i området med ca 5 ton (av 16 ton totalt) och dioxinmängden med ca 100 gram (av 850 gram totalt)

- behandling och deponering av uppgrävd jord enligt något alternativ i avsnitt 8.6 respektive 8.7

Kostnaderna för nivå 3a och 3b är i storleksordningen 70 respektive 75 Mkr (Tabell 8.13).

8.9.4 Åtgärdsnivå 4 och 5

Åtgärdsnivå 4 och 5 omfattar åtgärder enligt nivå 3a respektive 3b, med tillägget att reduktionen av kvicksilver- och dioxinmängden inom området uppgår till ca 11 ton respektive 200 g.

Kostnaden för nivå 4 och 5 är i storleksordningen 100 respektive 105 Mkr (Tabell 8.13).

8.9.5 Åtgärdsnivå 6

Nivå 6 avser att skapa en kombination av åtgärder som utöver nivå 4 och 5 reducerar kvicksilvermängden i området med ytterligare 3 ton och dioxinmängden med ytterligare 50 gram. Någon långtidsbeständig barriär enligt avsnitt 8.2.5 (slitsmur, barriär nr 8) har inte tagits med i detta fall, eftersom större delen av kvicksilverföreningarna i detta alternativ är uppgrävda.

Kostnaden för nivå 6 är i storleksordningen 110 Mkr (Tabell 8.13).

8.9.6 Åtgärdsnivå 7

Den totala mängden förorenade jordmassor och byggnader på EKA-området är i storleksordningen 200.000 ton. Med en schablonkostnad på 3.000 kr/ton för uppgrävning, transport, selektiv behandling och deponering (kvittblivning) samt återfyllning skulle således kostnaden för en totalsanering ligga i storleksordningen 600 Mkr.

8.10 RISKER MED ÅTGÄRDER

Diskuterade åtgärder i denna rapport reducerar i olika grad de miljö- och hälsorisker som finns i dagsläget samt identifierade potentiella framtida risker. Graden av riskreduktion är kopplad till den slutliga inriktningen och omfattningen av föreslagna åtgärder. Under vissa förutsättningar kan åtgärderna i sig utgöra en hälso- och miljörisk och effektiviteten i åtgärderna minskar på sikt (EKA 2002:4). Som framgår av de olika åtgärdsbeskrivningarna i avsnitt 8 kan dock skyddsåtgärder och försiktighetsmått vidtas så att riskerna mer eller mindre elimineras.

8.10.1 Risker och skyddsåtgärder under entreprenadarbetena

Under entreprenaden kommer säkerhetsåtgärder att vidtas för att minimera de olägenheter och hälso- och miljörisker som kan uppkomma genom:

- Damning vid rivning av byggnader och markarbeten.
- Gasavgång (kvicksilver och PCE med nedbrytningsprodukter).

- Eventuell lukt från upptagna sediment och PCE-förorenat grundvatten.
- Vattenburen spridning av föroreningar i samband med arbeten nära sjön eller under grundvattenytan.
- Utsläpp av förorenat vatten till Bengtsbrohöljen.
- Buller från arbetsmaskiner och lastfordon.
- Transporter till och från området

Med tanke på förekomsten av klorerade alifater (framför allt PCEs nedbrytningsprodukter) kan viss explosionsrisk inte uteslutas. Förberedelser och mätinsatser för att undvika situationer där explosionsrisk kan uppstå bör planeras. För att motverka förorenings-spridning och exponering under utförandeskedet kan följande åtgärder vidtas:

- Rivning av byggnader och sortering kan ske under tält med möjlighet till filtrering av frånluft.
- Vid behov sprayas jord för att minimera damning och transporter sker i täckta lass.
- Vid behov kan tält installeras över djupare schakter.
- Omhändertagande och rening av yt- och grundvatten från upptagna sediment och schakter.
- Geotextilskärm eller spont för att motverka spridning i ytvatten
- Omhändertagande av förorenade sediment i strandkant.

8.10.2 Risker efter åtgärder och metoder att minska riskerna

Vissa av de åtgärder som är redovisade är också behäftade med risker som innebär att effekten av åtgärden kan minska eller utebli. Riskerna härstammar framför allt från osäkerheter om ökad löslighet av metaller i områdets massor, varav kvicksilver är mest intressant. Förändringen av lösligheten kan främst vara en följd av:

- Minskad grundvattenomsättning.
- Höjning av grundvattennivån.
- Ändrade strömningsvägar för grundvattnet.

För att åtgärderna ska ge positiv effekt gällande de totala utsläppen av lösta ämnen i grundvattnet, ska minskningen av vattenomsättningen vara större än haltökningen av lösta ämnen. Bedömningen är att så är fallet vid de föreslagna åtgärderna; en omständighet som kan kontrolleras under entreprenadarbetena.

Flera av de redovisade åtgärderna minskar grundvattenomsättningen med konsekvensen att grundvattnets uppehållstid i området ökar. Detta kan bl.a. leda till lägre syrehalt i grundvattnet. De kvalitativa lakförsöken antyder att metallernas löslighet kan öka vid minskad syrehalt men det är svårt att utifrån utförda lakförsök kvantifiera förändringen. Vidare är det tänkbart att metylering av kvicksilver ökar med minskat syrenehåll. En positiv effekt av minskat syrenehåll är att nedbrytningen av perkloretylen (PCE) bör öka. Minskad vattenomsättning kan också innebära att halter av lösta ämnen ökar i grundvattnet om det under tidigare förhållanden inte rått jämvikt mellan

massornas fasta fas och vattenfasen. Detta är dock inte klarlagt i undersökningarna och effekten är osäker.

De tätande åtgärderna mot Bengtsbrohöljen, som planeras att installeras till viss höjd över sjöns nivå, medför en grundvattenhöjning i områdets nedre del (övre områdets grundvattennivå avses att behållas). Höjningen innebär att fyllningsmassor som tidigare inte varit vattenmättade kommer att bli vattenmättade. De större volymer som på detta sätt utsätts för lakning under vattenmättade förhållanden kan resultera i en ökad utlakning (tidigare har lakning i dessa massor skett under omättade förhållanden genom den nederbörd infiltrerat i och sjunkit genom materialet). Den förändring i grundvattennivåer som en del av barriäråtgärderna innebär kommer sannolikt också att ändra på grundvattnets strömningsvägar. I vilken omfattning som detta sker och vad detta innebär för utlakningen i områdets massor är dock osäkert.

Osäkerheterna ovan kan reduceras genom att åtgärderna under entreprenadskedet genomförs etappvis och att en utvärdering av effekterna sker efterhand. Exempelvis kan sedimentupptagningen och spontningen mot Bengtsbrohöljen genomföras först, därefter skapas en grundvattenhöjning under tiden som andra åtgärder genomförs och som inte påverkar grundvattenförhållandena (t.ex. rivning av byggnader). Grundvattenhöjningens effekt kan då studeras liksom vattenomsättningens storlek, t ex. genom flödesmätning av pumpat överskottsvatten till reningsverket. I den första etappen kan också kontrollerad lakning utföras i större skala och på större mängd material. Jordmaterial för sådan lakning kan tas i samband med att provgropar grävs, t.ex. när jordmaterial ska tas ut för behandlingstest. Lakningen kan genomföras så att både omättade och mättade förhållanden samt lägre syrenivåer simuleras.

I en andra etapp kan de vertikala barriärerna installeras som minskar vattenomsättningen i området. På grund av avstängningen mot Bengtsbrohöljen (spont) är det efter installationerna möjligt att studera minskningen av vattenomsättningen, lösligheten i grundvattnet, grundvattnets nivåer samt strömningsriktningar. Resultaten från de båda etapperna kan användas i detaljutformningen av övriga åtgärder som utförs under tredje etappen, bl.a. urgrävningens omfattning och läge, nivån på den stationära barriären mot Bengtsbrohöljen samt omfattningen av tätskikt i horisontella barriärer.

Utöver ovan nämnda osäkerheter som påverkar risken för att åtgärderna inte får avsedd funktion (och därmed inte heller reducerar hälso- och miljörisken i den omfattning som avsetts) finns risker för fel i respektive åtgärds funktion som är relaterade till detaljutformning (design), materialval och utförande. Dessa frågor kan dock, liksom vid annan byggverksamhet, hanteras genom en noggrann analys av betydande kvalitets- och miljöaspekter för åtgärden ifråga, dvs sådana faktorer som är avgörande för åtgärdens funktion. Ytterst är det sedan kontrollplanen som utgör det konkreta beviset på att de betydande kvalitets- och miljöaspekterna säkras mot uppställda funktionskrav och specifikationer.

Stockholm och Linköping dag som ovan

WSP Environmental
Mark och Vatten Stockholm



Marie Arnér

Envipro Miljöteknik
Linköping



Bo Carlsson

9 REFERENSER

AFS 2000:3. Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar. Arbetskyddsstyrelsen/Arbetsmiljöverket. AFS 2000:3.

Balk L, Tjärnlund U, Ericson G, Liewenborg B & G Åkerman 1995. Investigations of sediment toxicity in the Dalsland channel lake system. Rapport 1995:13. Institute for Applied Environmental Research.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2002. Canadian Environmental Quality Guidelines. Updated 2002.

EG 2001. Opinion of the Scientific Committee on Food on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food. European commission, Health & Consumer Protection. Directorate General.

EKA 2002:3. Föroreningsspridning från EKA-området i Bengtsfors. Daterad 2003-10-03.

EKA 2002:4. Åtgärder för att begränsa föroreningsspridningen från EKA-området. Daterad 2003-12-04.

EKA 2002:5. lak- och filterförsök. Lakbarhet av jord, sediment och konstruktionsmaterial samt filter- och fastläggningsförsök. Daterad 2002-10-03.

EKA 2002:6, 2003. Identifiering och kvantifiering av källor till kvicksilver och dioxiner i systemet Lelång – Bengtsbrohöljen. Daterad 2003-10-03.

EKA 2002:9. Miljökontroll. Riktlinjer för provhantering och laboratorieanalyser för fördjupade undersökningar/referensundersökningar. Daterad 2002-12-09.

EKA 2002:11. Efterbehandlingsåtgärder. Daterad 2003-07-31.

EKA 2002:13. Kompletterande miljötekniska undersökningar av byggnader. Daterad 2003-09-19. EKA 2002:14, 2003. Historisk inventering av EKA-området. Daterad 2003-10-08.

EKA 2002:20, 2003. Transport av kvicksilver och dioxiner till, inom och från Bengtsbrohöljen. Daterad 2003-10-03.

EKA 2002:21. Föroreningar i Bengtsbrohöljens botten sediment - förekomst och spridningsförutsättningar.

EKA 2003:16. Kompletterande undersökningar inom den södra delen av EKA-området. Tillägg till rapport 2002:2 inför projektering av åtgärder. Daterad 2003-01-22.

Elert M, Fanger G, Jones C och G Bard. Förslag till efterbehandling av förorenat industriområde vid Bengtsbrohöljen, Bengtsfors kommun. Kemakta AR 2000-5. Daterad maj 2000.

Elert M & G Fanger 2001. Kompletterande undersökningar i Bengtsbrohöljen samt förslag till efterbehandling och kontrollprogram. Kemakta AR 2001-15. Huvudrapport, daterad 2001-05-28.

Ericsson U & L Vought 2001. Delrapport 4. Undersökning av bottenfauna 2000. Medins Sjö och Åbiologi AB samt EA International. Daterad 2001-01-08. I: Elert M & G Fanger 2001. Kompletterande undersökningar i Bengtsbrohöljen samt förslag till efterbehandling och kontrollprogram. Kemakta AR 2001-15. Huvudrapport, daterad 2001-05-28.

Grahn O & O Sangfors 2000. Fiskdöd i Bengtsbrohöljen – en sammanfattning av utförda undersökningar och en diskussion kring möjliga orsaker. ÅF-miljöforskargruppen. Daterad 2000-05-16.

Socialstyrelsen, Institutet för Miljömedicin och Miljömedicin, Stockholms Läns Landsting 2001. Miljöhälsorapporten 2001.

Grotell Å 2003. Undersökningar av miljögifter och metaller i abborre och gädda. Vänerns vattenvårdsförbund 2003. Rapport nr 27: sid 44-51.

- FAO & WHO 2003. Joint WHO/FAO expert committee in food additives. Sixty-first meeting Rome 10-19 June 2003. Summary and conclusions. JECFA/61/SC. www.fao.org/es/esn/jecfa/index_en.stm.
- J&W 2002. Bengtsbrohöljen: Kompletterande vattenanalyser 2001. Rapport 06550091, daterad 2002-02-19.
- Kutz, F. W., Barnes, D. G., Bottimore, D. P., Greim, H. and Bretthauer, E. W. (1990). The international toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. *Chemosphere*, 20, 751-757.
- Livsmedelsverket 2002. Exponering av organiska miljökontaminanter via livsmedel. Rapport 26:2002.
- Naturvårdsverket 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Rapport 4638
- Naturvårdsverket 1997a. Development of generic guideline values – models and data used for the development of generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Rapport 4639.
- Naturvårdsverket 1997b. Bakgrundshalter i mark. Rapport 4640.
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889
- Naturvårdsverket 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Förorenade områden. Rapport 4918.
- Naturvårdsverket 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket 2003. Miljögifter i fisk 2001/2002 Vänern-Vättern. I: Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vänern och Vättern. II: Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk. Redovisning från nationell miljöövervakning 2003.
- Mannheimer & Swartling 2003. Ansvarsutredning.
- Olsson L 1003. Bengtsbrohöljen – Dalslandskanal. Bakgrund och förslag till kompletterande undersökningar avseende dioxiner mm. Daterad 1993-03-02.
- RIVM 2001a. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report 711701 020.
- RIVM 2001b. Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Report 7117010 23.
- SGU-Statens oljelager 2000. Bakgrundshalter av petroleumkolväten i sediment och grundvatten. Februari 2000.
- SLVFS 1993:36. Livsmedelsverkets föreskrifter om vissa främmande ämnen i livsmedel (med ändringar tom LIVSFS 2002:16). www.slv.se.
- Sundberg J & M Hammar 1996. Föroreningssituationen i mark och sediment vid f d kloralkalifabriken i Bengtsfors. Terratama AB.
- Sundberg J, Hammar M, Ouacha M, Fällman A-M, Lindmark P & F Burman 1998. Kompletterande undersökningar samt förslag till efterbehandlingsåtgärder. Statens Geotekniska Institut. Dnr 2-9706-292.
- US EPA 1994. Estimating Exposure to Dioxin-like Compounds. External Review Draft. EPA/600/688/005CA-c.
- USEPA 2000. Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-B-00-001. Summer 2000.
- USEPA 2002. National recommended Water Quality Criteria: 2002. EPA 822-R-02-047. November 2002.
- Wängberg I & J Munthe 2001. Atmospheric mercury in Sweden, Finland and northern Europe. Results from national monitoring and European Research. IVL report B1399.
- www.imm.ki.se. Riskweb. Kvicksilver. Februari 2004.

Rapportnummer	Utredningsansvarig	Företag	Titel
EKA 2002:1	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Mark- och grundvattenförhållanden vid EKA-området i Bengtsfors.
EKA 2002:2	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Föroreningssituationen i mark och grundvatten.
EKA 2002:3	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Föroreningsspridning från EKA-området i Bengtsfors.
EKA 2002:4	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Åtgärder för att begränsa föroreningsspridning - Program
EKA 2002:5	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Lakbarhet av jord, sediment och byggnadsmaterial.
EKA 2002:6	Per Östlund	Studsvik Eco&Safety AB	Identifiering och kvantifiering av källor till kvicksilver och dioxiner i systemet Lelången-Bengtsbrohöljen.
EKA 2002:7	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Resultat från markundersökningar inom EKA-området
EKA 2002:8	Åsa Granath	GF Konsult AB	Arbetsmiljöplan
EKA 2002:9	Åsa Granath	GF Konsult AB	Miljökontroll. Riktlinjer för provhantering och laboratorieanalyser för fördjupade undersökningar/referensundersökningar.
EKA 2002:10	Mats Tarring	Golder Associates AB	Miljöteknisk undersökning av klorerade alifater i grundvatten, porluft och ytvatten inom norra och nordvästra delen av EKA.
EKA 2002:11	Bo Carlsson	Envipro Miljöteknik AB	Efterbehandlingsåtgärder
EKA 2002:12	Fredrik Hansson	Empirikon AB	Projektstatus EKA - Bengtsfors 2001-2006, projektrapport nr 1
EKA 2002:13	Mats Tarring	Golder Associates AB	Kompletterande miljöteknisk undersökning av byggnader - resultat och diskussion
EKA 2002:14	Mats Tarring	Golder Associates AB	Kompletterande åtgärdsinriktad historisk inventering av EKA:s gamla industriområde i Bengtsfors.
EKA 2002:15	Marie Arnér	WSP Environmental	Miljö- och hälsoriskbedömning, Projektrapport del I (prel)
EKA 2002:16	Marie Arnér	WSP Environmental	Bottenfaunaundersökning samt föroreningsinnehåll i fisk och sediment i Bengtsbrohöljen

Rapportnummer	Utredningsansvarig	Företag	Titel
EKA 2002:17	Marie Arnér	WSP Environmental	Provfiske i Bengtsbrohöljen
EKA 2002:18	Marie Arnér	WSP Environmental	Miljöriskvärdering, Projektrapport del II (prel)
EKA 2002:19	Åsa Granath	GF Konsult AB	Provtagningsmanual. Vägledning för kvalitetssäkrad provtagning.
EKA 2002:20	Per Östlund	Studsvik Eco&Safety AB	Transport av kvicksilver och dioxiner till, inom och från Bengtsbrohöljen
EKA 2002:21	Per Östlund	Studsvik Eco&Safety AB	Föroreningar i Bengtsbrohöljens sediment - förekomst och spridningsförutsättningar.
EKA 2003:1	Åsa Granath	GF Konsult AB	XRF- resultat jämfört med laboratorieanalyser
EKA 2003:2	Åsa Granath	GF Konsult AB	Referensundersökningar - Provtagning i byggnader
EKA 2003:3		EKA-Projektet	Projektrapport del I och del II
EKA 2003:4	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Redovisning av flottjobb - Resultat och utvärdering.
EKA 2003:5	Marie Arnér	WSP Environmental	Erfarenhetsrapportering, delrapport, Tjänst A (Kommer att färdigställas under nästa projektfas)
EKA 2003:6	Per Östlund	Studsvik Eco&Safety AB	Erfarenhetsrapportering, delrapport, Tjänst B (Kommer att färdigställas under nästa projektfas)
EKA 2003:7	Jan Sundberg	Geo Innova AB	Erfarenhetsrapportering, delrapport, Tjänst C (Kommer att färdigställas under nästa projektfas)
EKA 2003:8	Mats Tarring	Golder Associates AB	Erfarenhetsrapportering, delrapport, Tjänst D (Kommer att färdigställas under nästa projektfas)
EKA 2003:9	Bo Carlsson	Envipro Miljöteknik AB	Erfarenhetsrapportering, delrapport, Tjänst E (Kommer att färdigställas under nästa projektfas)
EKA 2003:10	Åsa Granath	GF Konsult AB	Erfarenhetsrapportering, delrapport, Tjänst F (Kommer att färdigställas under nästa projektfas)
EKA 2003:11	Åsa Svensson	Bengtsfors kommun	Fältlokalen för EKA-projektet i Bengtsfors- Bakgrund och framtida behov av lokalen i projektet.

Underlag miljö- och hälsoriskbedömning

Bilaga 2

Rapport nr EKA 2002:15

Bengtsfors kommun

2004-02-20

Författad av

Marie Arnér, WSP Environmental¹
Mikael Eriksson, WSP Environmental¹

¹Miljökemi och miljöriskanalys

1	BAKGRUND	3
2	PLATSDATA OCH EXPONERINGSVÄGAR	3
2.1	PLATSDATA	3
2.2	UTSPÄDNING I BENGTSBROHÖLJEN	4
2.3	EXPONERINGSVÄGAR OCH –TIDER.....	4
3	BERÄKNING AV EXPONERING OCH PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN	5
3.1	EXPONERINGSBERÄKNING.....	5
3.2	PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDE FÖR JORD	6
3.3	BERÄKNINGAR AV REFERENSKONCENTRATIONER	6
3.3.1	<i>Intag av jord</i>	6
3.3.2	<i>Hudupptag</i>	7
3.3.3	<i>Inandning damm</i>	7
3.3.4	<i>Inandning ånga</i>	8
3.3.5	<i>Bakgrundsexponering</i>	8
4	RESULTAT	9
5	REFERENSER	10

- Bilaga 2:1 Sammanfattande statistik, analyser av jordprov.
Bilaga 2:2 Platsspecifika riktvärden för jord.
Bilaga 2:3 Referenskoncentrationer, sammanvägt hälsobaserat riktvärde, ekotoxikologiska riktvärden (on site och off site).
Bilaga 2:4 Beräkning av hälsobaserat riktvärde för hudexponering av sediment

1 BAKGRUND

Föreliggande bilaga utgör underlag för miljö- och hälsoriskbedömningen för EKA-området, redovisad i EKA 2002:15. I bilagan redovisas antaganden för bedömning och beräkning av

- exponeringsrisker relaterade till förorenad jord i nuläget
- ekotoxikologiska riktvärden för skydd av recipienten
- platsspecifika riktvärden för jord
- exponeringsrisker relaterade till förorenade sediment

Naturvårdsverkets modeller har använts med vissa modifikationer och kompletteringar (Naturvårdsverket 1996; 1998; RIVM 2001; IMM 2001). Om inget annat anges, överensstämmer underlagsdata med Naturvårdsverket 1997. Bedömningar och beräkningar har vidare utgått från dagens markanvändning (industriområde) samt den planerade markanvändningen efter åtgärder (grönområde och industrimark).

2 PLATSDATA OCH EXPONERINGSVÄGAR

2.1 PLATSDATA

Jorddensiteten har antagits till 1,8 kg/dm³. Inom området ligger medianvärdet för pH och organisk halt i jord på 7,6 respektive 1,6%, vilket ligger inom ramen för Naturvårdsverkets kriterier för generella riktvärden. pH i grundvatten inom exploateringsområdet varierar mellan 6,1 och 12,9 med ett medianvärde på 7,3.

Fördelningskonstanter har för metallerna beräknats från lakförsök (EKA-rapport 2002:5) och har ersatt de K_d -värden som antas i det generella fallet (Tabell 1). Det lägsta beräknade (K_d -min) för respektive metall har använts av försiktighetsskäl.

Tabell 1. Beräkning av K_d -värden ur tillgänglighetstester (EKA 2002:5).

Ämnen	E7431	E7432	E7433	E7434	E7435	K_d -min ^a	K_d -median ^b	K_d -max ^c	Generellt K_d [*]
As	3650	3000	1106	1000	1343	1000	1343	3650	30
Cd	121	91	99	198	71	71	99	198	30
Co	291	165	330	487	462	165	330	487	100
Cr	1367	311	360	607	449	311	449	1367	2000
Cu	570	4583	270	246	77	77	270	4583	500
Hg	7433	6098	17632	255513	138000	6098	17632	255513	200
Ni	423	123	128	293	363	123	293	423	100
Pb	1549	219	2012	391	100	100	391	2012	1000
Zn	241	271	143	654	331	143	271	654	100

* NV rapport 4639

a) K_d -min = lägsta K_d från proverna E7431 – E7435

b) K_d -median = medianen av K_d från proverna E7431 – E7435

c) K_d -max = största K_d från proverna E7431 – E7435

2.2 UTSPÄDNING I BENGTSBROHÖLJEN

Grundvattenflödet ut från EKA-området mot Bengtsbrohöljen har beräknats till max 26 000 m³/år och normalflödet i Bengtsbrohöljen har antagits till 10 m³/s (EKA 2002:3). Kvoten mellan dessa flöden, 1/12 000, har använts som utspädningsfaktor mellan förorenat grundvatten och ytvatten i Bengtsbrohöljen.

Utspädningsfaktorn utnyttjas vid beräkning av acceptabla på föroreningshalter i jord för att erhålla skydd av närbelägen recipient. Hänsyn har ej tagits till föreslagna horisontella och vertikala barriärer.

2.3 EXPONERINGSVÄGAR OCH –TIDER

För beräkning av exponeringsriskerna i nuläget och platsspecifika riktvärden har antaganden om exponeringsvägar och –tider gjorts (Tabell 1).

Området används i dagsläget huvudsakligen som industriområde och beräkningen av exponeringsrisken i nuläget utgår från Naturvårdsverkets antaganden för mindre känslig markanvändning. Människor antas exponeras för föroreningar via intag av jord, hudupptag, inandning av damm och ångor.

Platsspecifika riktvärden har beräknats för det planerade utnyttjande av området som industrimark samt grönområde. För industrimark har beräkningar gjorts för områden utan byggnad respektive med byggnad.

Tabell 1. Sammanställning av antagna exponeringsvägar och -tider (dagar eller tillfällen/år) för exponeringsberäkning nuläge samt för beräkning av platsspecifika riktvärden. – upptagsväg beaktas ej.

Exponeringsvägar	Nuläge Industri	Grönområde		Industri			Generella riktvärden	
		utomhus	inomhus	utomhus	inomhus	Und. byggn	KM	MKM
Marknivå (m u my)		0-1	>1	0-1	>1			
Intag jord	129	182	--	122	--	--	365	129
Hudkontakt	27	182	--	27	--	--	80	27
Inandning damm	122	182	--	122	--	--	365	122
Inandning av ånga utomhus	-	182	182	122	122	--	--	--
Inandning av ånga inomhus	122	--	--	--	--	122	365	122
Intag av fisk från närbelägen sjö	--	--	--	--	--	--	ja	--
Intag av grönsaker som odlats på platsen	--	--	--	--	--	--	30%	--
Intag dricksvatten från brunn inom området	--	--	--	--	--	--	ja	--
Ekotox on site	--	KM	--	MKM	--	--	KM	MKM
Ekotox off site ¹	--	1/12 000	1/12 000	1/12 000	1/12 000	1/12 000	1/4 000	1/4 000
Exponeringsgrupp	vuxen	barn	barn	vuxen	vuxen	vuxen	barn	vuxen

¹Utspädnings grundvatten - ytvatten

Då exponeringsrisken minskar om föroeningen finns på större djup, har platsspecifika riktvärden beräknats för olika djupintervall. Direktkontakt med föroeningar på större djup (> 1m) har bedömts försumbara vid normal vistelse inom området. Kontakt med föroenade massor kan ske vid djupare markarbeten, men planerade administrativa åtgärder kommer att inkludera särskilda krav på åtgärder för skydd av hälsa och miljö.

Grönområdet har huvudsakligen bedömts utnyttjas under sommarhalvåret. Under vinterhalvåret reduceras risken p g a lägre utnyttjande, tjäle och snötäcke.

Uttag av grundvatten för dricksvatten och bevattning kommer inte att bli aktuellt och dessa exponeringsvägar har därför inte beaktats i hälsoriskbedömningen. Intag av fisk från Bengtsbrohöljen beaktas separat i riskbedömningen (se huvuddokumentet, Projektrapport del 1).

För bedömning av riskerna vid bad eller tillfällig kontakt med föroenade sediment, har viss exponering via hudkontakt med sediment beaktats (20 tillfällen/år). Exponering via ev. kallsupar i Bengtsbrohöljen har inte beaktats då föroeningskoncentrationerna i ytvatten, med undantag för dioxiner, underskrider förekommande dricksvattennormer.

Svenska riktvärden saknas för dioxiner, men uppmätta dioxinhalter i ytvatten överskrider i vissa fall det amerikanska vattenkvalitetskriteriet (5 fg/l). EUs vetenskapliga livsmedelskommitté har angett det tolerabla dagsintaget till 2 pg TEQ/kg kroppsvikt, vilket för ett barn på 10 kg medför ett tolerabelt intag av ca 20 pg TEQ/dag (EG 2001, i Naturvårdsverket 2003). Baserat på uppmätta dioxinhalter i ytvatten (3 – 80 fg/l), kan detta översättas till intag av mellan ca 250 - 5 000 l ytvatten/dag, förutsatt att barnet inte får i sig dioxiner från andra källor. Tillskottet av dioxiner via ev. kallsupar har därmed bedömts som mycket litet.

3 BERÄKNING AV EXPONERING OCH PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN

3.1 EXPONERINGSBERÄKNING

90:e percentilen¹ av uppmätta föroeningshalter i jord och grundvatten har utnyttjats för att utifrån antagna exponeringsvägar och -tider beräkna hälsoriskerna med den nuvarande markanvändningen (industrimark) (Tabell 1). 90:e percentilen bedöms enligt Naturvårdsverket skatta en ”troligt men dåligt fall”. Föroeningsutbredningen i jord är heterogen och vi har därför utgått från resultatet av samtliga analyser inom EKA-området (oavsett djup). Max-, median- och medelhalter samt 90:e percentilen av analyserade jordprover redovisas i Bilaga 2:1.

Det dagliga bidraget för respektive exponeringsväg har beräknats och normaliserats mot respektive ämnes toxikologiska referensvärde (TRV) (jord, hud) eller toxikologiska referenskoncentrationer (RfC) (damm, ånga). Resultaten summeras med ev. bakgrundsexponering² och uttrycks som andel av toxikologiska referenskoncentrationer för respektive ämne. Ett värde som understiger 1 innebär därmed att exponeringen inte bedöms ge upphov till negativa långtidseffekter med angivna exponeringsantaganden. Resultaten redovisas i huvuddokumentet, Projektrapport del 1.

¹ 90:e percentilen avser det värde som 90% av analyserade prover underskrider.

² Ej dioxiner, se 3.3.5

I ekvationerna nedan har referenskoncentrationen i mark (C_{is} , C_{du} , C_{id} , C_{iv}) ersatts med uppmätta föroreningskoncentrationer i jord (maxhalt, 90:e percentil, medianhalt).

3.2 PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDE FÖR JORD

Naturvårdsverkets modell, har med vissa kompletteringar utnyttjats för att beräkna hälsobaserade och ekotoxikologiska riktvärden för skydd av miljö inom området och i Bengtsbrohöljen (Naturvårdsverket 1996). Det lägsta av dessa riktvärden (sammanvägt hälsoriktvärde, ekotox on site respektive off site) styr nivån av det föreslagna platsspecifika riktvärdet och därmed den bedömda acceptabla föroreningshalten i jord. Antagna exponeringsvägar och -tider redovisas i Tabell 1. Platsspecifika riktvärden har beräknats för fem fall:

- Ytlig jord i grönområde (0-1m)
- Djupare belägen jord inom grönområde (> 1m)
- Ytlig jord inom industriområde(0-1m)
- Djupare belägen jord inom industriområde(> 1m)
- Jord under byggnader inom industriområde.

Renhållningsverksföreningens kriterium för farligt avfall avseende förorenad jord redovisas som jämförelse (Renhållningsverksföreningen 2002).

3.3 BERÄKNINGAR AV REFERENSKONCENTRATIONER

3.3.1 Intag av jord

Exponeringsbidraget via intag av jord har beräknats enligt följande:

$$C_{is} = \frac{TRV}{R_{is}} 10^6 \Rightarrow TRV = \frac{C_{is} R_{is}}{10^6}$$

Där:

$$R_{is} = \frac{ED \cdot EF \cdot D_{ji}}{BW \cdot AT}$$

AT	–	Total tid [d]
ED	–	Varaktighet [år]
EF	–	Exponeringstid dagar per år [d/a]
D_{ji}	–	Dagligt jordintag [mg/d]
BW	–	Kroppsvikt [kg]
TRV	–	Toxikologiska referensvärdet [mg/(kg·d)] (Exponeringsbidraget)
C_{is}	–	Referenskoncentrationen i mark avseende jordintag [mg/kgTS]

3.3.2 Hudupptag

Upptag av föroreningar via hud har beräknats separat för jord och sediment. Vid eventuellt bad i Bengtsbrohöljen har hudkontakt bedömts vara den dominerande exponeringsvägen då uppmätta föroreningshalter i ytvatten, med undantag för dioxiner, är lägre än förekommande dricksvattennormer. Exponeringstiden för sediment har antagits till 20 gånger/år.

Exponeringsbidraget via hudupptag har beräknats enligt följande:

$$C_{du} = \frac{TRV}{f_{du} R_{du}} 10^6 \Rightarrow TRV = \frac{C_{du} R_{du} f_{du}}{10^6}$$

Där:

$$R_{du} = \frac{ED \cdot EF \cdot D_{he}}{BW \cdot AT}$$

D_{he}	–	Daglig hudexponering [mg/d]
C_{du}	–	Referenskoncentrationen i mark avseende hudkontakt [mg/kgTS]
f_{du}	–	Relativ absorptionsfaktor för hudupptag [-]

3.3.3 Inandning damm

I Naturvårdsverkets modell saknas referenskoncentrationer för inandning för ett flertal föroreningar, vilket medför att denna exponeringsväg ej inkluderas i beräkning av generella riktvärden. Vid här utförda beräkningar har underlaget kompletterats med referenskoncentrationer från RIVM (2001) och IMM (2001).

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden har koncentrationen respirabelt damm (PM10) antagits till 0,025 i både inomhus och utomhus. Värdet motsvarar 90:e percentilen för PM10 i luft beräknat ur data från IVL:s databank för PM10-mätningar i tätorter i Sverige (www.ivl.se). Totalt 76 mätningar ingår i underlaget. 100% av dammet har antagits härröra från det förorenade området.

Exponeringsbidraget via inandning av damm har beräknats enligt följande:

$$C_{id} = \frac{RfC}{f_{exp} C_{ad}} 10^6 \Rightarrow RfC = \frac{C_{id} C_{ad} f_{exp}}{10^6}$$

Där:

C_{ad}	–	Årlig medelkoncentration av förorenad jord i inandad luft [mg/m^3]
C_{id}	–	Referenskoncentrationen i mark avseende inandning damm [mg/kgTS]
f_{exp}	–	Andelen tid som spenderas på platsen [-]
RfC	–	Toxikologiska referenskoncentrationen [mg/m^3]

3.3.4 Inandning ånga

Exponeringsbidraget via inandning av ånga har beräknats enligt följande:

$$C_{iv} = \frac{RfC}{f_{exp} H} \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b} \right] \cdot \frac{1}{DF_{ia} \cdot 1000} \Rightarrow RfC = \frac{C_{iv} f_{exp} H \cdot DF_{ia} \cdot 1000}{\left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b} \right]}$$

Där:

DF_{ia}	–	Utspänningsfaktorn mellan porluft och inomhusluft respektive utomhusluft [-]
H	–	Henry's konstant [-]
C_{iv}	–	Referenskoncentrationen i mark avseende inandning ånga [mg/kgTS]
K_d	–	Distributionskoefficient jord-vatten [dm^3/kg]
θ_w	–	luft-/vatteninnehåll [m^3 luft/ m^3 vatten]
θ_a	–	luft-/jordinnehåll [m^3 luft/ m^3 jord]
ρ_b	–	Bulkdensiteten [kg/dm^3]

Utspänningsfaktorn (DF_{ia}) är, liksom i det generella fallet antagen till 1/20 000.

För beräkning av utomhuskoncentrationen av föroreningar i luft har utspädningen antagits vara 100 ggr större än inomhus, dvs 1/2000 000 (Naturvårdsverket 1997).

3.3.5 Bakgrundsexponering

Bakgrundshalter har vid summeringen beaktats för bly, kadmium, kvicksilver, nickel och dioxiner (Tabell 2).

Tabell 2. Bakgrundshalter uttryckta som andel av TDI (tolerabelt dagligt intag).

Ämne	Bakgrundsexponering (andel av TDI)	Referens
Bly	0,33	Naturvårdsverket 1997
Kadmium	0,25	Naturvårdsverket 1997
Kvicksilver	0,7	Naturvårdsverket 1997
Nickel	0,5	Naturvårdsverket 1997
Dioxiner	0,9 / 0,6 – 1,5	Naturvårdsverket 1997 / Livsmedelsverket 2003

Enligt Livsmedelsverket ligger bakgrundsexponeringen för dioxiner i Sverige i storleksordningen 1,2 – 3,0 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag (www.slv.se). Tolerabelt dagligt intag enligt WHO är 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag. Detta innebär i praktiken att exponeringsberäkningarna alltid överskrider lågrisknivån när hänsyn tas till bakgrundsexponering för dioxiner. I redovisningen av exponeringen i dagsläget, har inte bakgrundsexponering lagts in för dioxiner.

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden har framräknade hälsobaserade värden reducerats med bakgrundsexponering (bly, kadmium, kvicksilver, nickel och dioxiner). För dioxin har bakgrundsexponeringen satts till 0,9 av TDI (Naturvårdsverket 1997).

4 RESULTAT

Resultaten av beräkningarna av daglig exponering i redovisas i Miljö- och hälsoriskbedömningen (Projektrapport 1, EKA 2002:15) och föreslagna platsspecifika riktvärden för jord i Bilaga 2:2. Beräknade referenskoncentrationer för jord, sammanvägt hälsobaserat riktvärde, ekotoxikologisk riktvärden för skydd av miljö inom området och i ytvattenrecipienten samt kriterium för klassificering av farligt avfall redovisas i Bilaga 2:3 (Renhållningsverksföreningen 2002). Hälsobaserade riktvärden för sediment redovisas i Bilaga 2:4.

Observera att referenskoncentrationer och sammanvägt hälsobaserat riktvärde för dioxiner uttrycks som totalhalt i Bilaga 2:3 (ej omräknade till toxiska ekvivalenter). I redovisningen av det platsspecifika riktvärdet uttrycks dioxinkoncentrationen dock som toxiska ekvivalenter (Bilaga 2:2; Kutz *et al* 1990).

Stockholm dag som ovan

WSP Environmental
Mark och Vatten Stockholm

Marie Arnér

Mikael Eriksson

5 REFERENSER

Institutet för Miljömedicin (IMM) 2001. Miljöhälsorapport 2001.

Kutz, F. W., Barnes, D. G., Bottimore, D. P., Greim, H. and Bretthauer, E. W. (1990). The international toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. *Chemosphere*, 20, 751-757.

Naturvårdsverket 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Rapport 4638

Naturvårdsverket 1997. Development of generic guideline values – models and data used for the development of generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Rapport 4639.

Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889.

Naturvårdsverket 2003. Miljögifter i fisk 2001/2002 Vänern-Vättern. I: Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vänern och Vättern. II: Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk. Redovisning från nationell miljöövervakning 2003.

Renhållningsverksföreningen 2002. Bedömningsgrunder för förorenade massor. 2002:09.

RIVM 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report 711701020.

RIVM 2001. AJ Baars, RMC Theelen, PJCM Janssen, JM Hesse, ME van Apeldoorn, MCM Meijerink, L Verdam, MJ Zeilmaker. Re-evaluation of humantoxicological maximum permissible risk levels. Report 711701 025.

RIVM 2001 Technical evaluation of the intervention values. 711710023

USEPA 2000. Drinking Water Standards and health Advisories. EPA 822-B-00-001. Summer 2000.

USEPA 2002. National recommended Water Quality Criteria: 2002. EPA 822-R-02-047. November 2002.

www.ivl.se. Oktober 2003.

www.slv.se Oktober 2003.

Bilaga 2:1

Sammanställning av max-, median- och medelhalter samt 90:e percentilen av analyserade jordprover inom EKA-området.

Metaller (mg/kg TS)	max	90:e	medel	median	n	KM	MKM
Arsenik	169	15	11	2	133	15	40
Bly	22100	497	391	28	133	80	300
Kadmium	9	1	0,4	0,1	133	0,4	12
Kobolt	800	10	23	5	133	30	250
Koppar	7897	342	167	21	133	100	200
Krom(III)	35	18	11	9	133	120	250
Kvicksilver	9039	447	299	5	133	1	7
Nickel	99	21	12	7	133	35	200
Vanadin	250	22	19	15	133	120	200
Zink	2246	475	168	60	133	350	700
PAH (mg/kg TS)							
naftalen	30	0,7	0,7	0,1	78	20	40
2-metylnaftalen	ea	ea	ea	ea	ea		
fluoren	17	0,2	0,4	0,1	78		
acenaftalen	41	0,9	1,0	0,1	78		
acenaften	6,4	0,1	0,2	0,1	78		
fenantren	300	2,8	5,5	0,1	78		
antracen	53	0,9	1,2	0,1	78		
fluoranten	250	6,4	6,1	0,3	78		
pyren	230	5,7	5,4	0,2	78		
bens(a)antracen	65	2,7	2,0	0,1	78		
krysen	86	3,2	2,5	0,1	78		
bens(b)fluoranten	120	3,7	3,5	0,2	78		
bens(k)fluoranten	7,5	2,2	0,7	0,1	78		
bens(a)pyren	49	3,7	2,0	0,1	78	0,3	7
indeno(123cd)pyren	49	3,7	1,9	0,1	78		
dibens(ah)antracen	7,5	0,6	0,4	0,1	78		
benz(ghi)perylen	46	3,2	1,7	0,1	78		
Dioxiner (ng TEQ/kg)							
oktakilordibensodioxin	17	1	1	0,2	57		
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	130	23	10	3	57		
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	100	17	13	10	57		
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	340	25	21	10	57		
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	100	20	13	10	57		
1,2,3,7,8-pentaCDD	600	84	75	60	57		
2,3,7,8-tetraCDD	300	30	36	30	57	10	250
oktakilordibensfuran	6,2	0,4	0,3	0,1	57		
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	160	56	21	5	57		
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	60	11	6	2	57		
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	600	125	52	11	56		
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	7200	1440	562	83	57		
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	410	66	28	10	56		
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	1600	226	118	22	57		
1,2,3,7,8-pentaCDF	4850	730	287	33	57		
2,3,4,7,8-pentaCDF	48500	9400	3045	335	57		
2,3,7,8-tetraCDF	24000	6750	2011	275	54		
Övrigt (mg/kg TS)							
tetrakloretylen	5,1	2	1	0,1	18	3	60

Bilaga 2:2

Sammanvägda riktvärden. ND = data saknas. Eftersom man i praktiken ej bör tillåta rent ämne i mark av försiktighetsskäl bör parametrar där "ND" är skrivet bytas ut mot en övre gräns, t ex farligt avfall eller motsvarande. För detta hänvisas till riskvärderingen.

mg/kg	Grönområde	Grönområde	Industrimark	Industrimark	Industrimark u. byggnad	KM	MKM	Farligt avfall
nivå	0-1 m	1-2 m	0-1 m	1-2 m	0-2			
Metaller								
Arsenik ¹	15	60000	20	60000	60000	15	40	100
Bly ³	200	8400	400	8400	8400	80	300	2000
Kadmium	7	15	13	15	15	0,4	12	10
Kobolt	90	ND	180	ND	ND	30	250	80
Koppar	50	3700	100	3700	3700	100	300	2500
Krom(III)	100	33000	200	33000	33000	120	250	3200
Krom(VI)	20	3700	30	3700	3700	5	20	20
Kvicksilver ³	5	1800	10	7300	70	1	7	10
Nickel ³	50	221000	100	221000	221000	35	200	300
Vanadin	1400	ND	22500	ND	ND	120	200	250
Zink	175	51700	350	51700	51700	350	700	2500
PAH								
naftalen	9	180	17	180	140	ND	ND	80
2-metylnaftalen	1600	7800	16600	34900	300	ND	ND	ND
fluoren	2200	2200	2200	2200	2200	ND	ND	ND
acenaftylen	2900	ND	80000	ND	157000	ND	ND	ND
acenaften	2700	2700	2700	2700	2700	ND	ND	ND
fenantren	16	600	30	600	600	ND	ND	ND
antracen	1	18	2	18	18	ND	ND	ND
fluoranten	130	200	200	200	80	ND	ND	ND
pyren	120	120	120	120	120	ND	ND	ND
bens(a)antracen ²	1	350	3	350	350	ND	ND	ND
Krysen ²	18	ND	35	ND	ND	ND	ND	ND
bens(b)fluoranten ²	340	ND	600	ND	ND	ND	ND	ND
bens(k)fluoranten ²	20	ND	40	ND	ND	ND	ND	ND
bens(a)pyren ²	4	380	7	380	300	ND	ND	ND
indeno(123cd)pyren ²	1	ND	2	ND	ND	ND	ND	ND
dibens(ah)antracen ²	45	ND	75	ND	ND	ND	ND	ND
benz(ghi)perylen	17	ND	30	ND	ND	ND	ND	ND
PAH-canc	--	--	--	--	--	0,3	7	150
PAH-övriga	--	--	--	--	--	20	40	200
Dioxiner								
Summa TEQ (ng/kg) ³	10	50000 ⁴	500	50000 ⁴	50000 ⁴	10	250	ND
Klorerade alifater								
tetrakloretylen	8	3600	16	3600	150	3	60	40

¹ Anpassning till bakgrundshalt

² Cancerogen PAH-förening

³ Korrigerat för bakgrundshalter

⁴ Naturvårdsverkets generella ekotoxikologiska riktvärde för mindre känslig markanvändning.

Bilaga 2:3

Beräknade referenskoncentrationer. ND = data saknas.

mg/kg nivå	Humantox Sammanvägt riktvärde					Ekotox			Farligt avfall RVF 2002
	Grönområde	Grönområde	Industrimark	Industrimark	Industrimark u. byggnad	KM	MKM		
	0-1 m	1-2 m	0-1 m	1-2 m	0-2	Eon-site_KM	Eon-site_MKM	Eoff-site	
Metaller									
Arsenik	1	ND	20	ND	ND	43	85	150025	100
Bly	438	ND	7411	ND	ND	290	580	21127	2000
Kadmium	53	ND	366	ND	ND	7	13	36	10
Kobolt	281	ND	5546	ND	ND	90	180	ND	80
Koppar	100275	ND	NL	ND	ND	48	96	9228	2500
Krom(III)	145241	ND	500000	ND	ND	110	220	83071	3200
Krom(VI)	19	ND	30	ND	ND	ND	ND	9334	20
Kvicksilver	19	6219	455	27832	233	18	36	7318	10
Nickel	104	ND	1114	ND	ND	50	100	552234	300
Vanadin	1380	ND	22512	ND	ND	ND	ND	ND	250
Zink	167048	ND	500000	ND	ND	175	350	129273	2500
PAH									
naftalen	1928	3687	9777	16503	141	9	17	451	80
2-metylnaftalen	1626	7791	16576	34869	297	ND	ND	ND	ND
fluoren	2747	NL	77566	NL	287982	ND	ND	5631	ND
acenaftylen	2939	NL	80424	NL	157046	ND	ND	ND	ND
acenaften	4395	NL	111656	NL	93220	ND	ND	6655	ND
fenantren	4110	NL	107974	NL	251712	16	31	1565	ND
antracen	2747	NL	77566	NL	921527	1	2	44	ND
fluoranten	136	1361	225	6089	81	130	260	534	ND
pyren	2072	ND	68857	ND	ND	ND	ND	309	ND
bens(a)antracen	338	ND	632	ND	ND	1	3	881	ND
krysen	3376	ND	6324	ND	ND	18	35	ND	ND
bens(b)fluoranten	338	ND	632	ND	ND	ND	ND	ND	ND
bens(k)fluoranten	338	ND	632	ND	ND	19	38	ND	ND
bens(a)pyren	6	854	9	3821	300	4	7	943	ND
indeno(123cd)pyren	354	ND	652	ND	ND	1	2	ND	ND
dibens(ah)antracen	45	ND	75	ND	ND	ND	ND	ND	ND
benz(ghi)perylene	ND	ND	ND	ND	ND	17	33	ND	ND
Dioxiner									
oktaldibensodioxin	1	ND	46	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0.01	ND	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND

mg/kg nivå	Humantox Sammanvägt riktvärde					Ekotox			Farligt avfall RVF 2002
	Grönområde	Grönområde	Industrimark	Industrimark	Industrimark u. byggnad	KM	MKM		
	0-1 m	1-2 m	0-1 m	1-2 m	0-2	Eon-site_KM	Eon-site_MKM	Eoff-site	
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,7,8-pentaCDD	0.0001	ND	0.005	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2,3,7,8-tetraCDD	0.0001	ND	0.005	ND	ND	ND	ND	ND	ND
oktalogordibensfuran	1	ND	46	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0.01	ND	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0.01	ND	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1,2,3,7,8-pentaCDF	0.003	ND	0.09	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2,3,4,7,8-pentaCDF	0.0003	ND	0.009	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2,3,7,8-tetraCDF	0.001	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Klorerade alifater									
tetrakloretylen	1054	3956	9065	17703	148	8	16	11156	40

Bilaga 2:4

Riktvärden för sediment (hudkontakt 20 tillfällen/år)

mg/kg	Sediment
Metaller	
Arsenik	38
Bly	75000
Kadmium	1000
Kobolt	ND
Koppar	ND
Krom(III)	NL
Krom(VI)	11000
Kvicksilver	540
Nickel	1400
Vanadin	ND
Zink	NL
PAH	
naftalen	77000
2-metylnaftalen	29000
fluoren	38000
acenaftylen	43000
acenaften	64000
fenantren	58000
antracen	38000
fluoranten	38000
pyren	29000
bens(a)antracen	1900
krysen	19000
bens(b)fluoranten	1900
bens(k)fluoranten	1900
bens(a)pyren	90
indeno(123cd)pyren	2100
dibens(ah)antracen	400
benz(ghi)perylen	ND
Dioxiner	
Summa TEQ (ng/kg)	2000
Klorerade alifater	
tetrakloretylen	27000

ND = data saknas

NL = ej begränsande