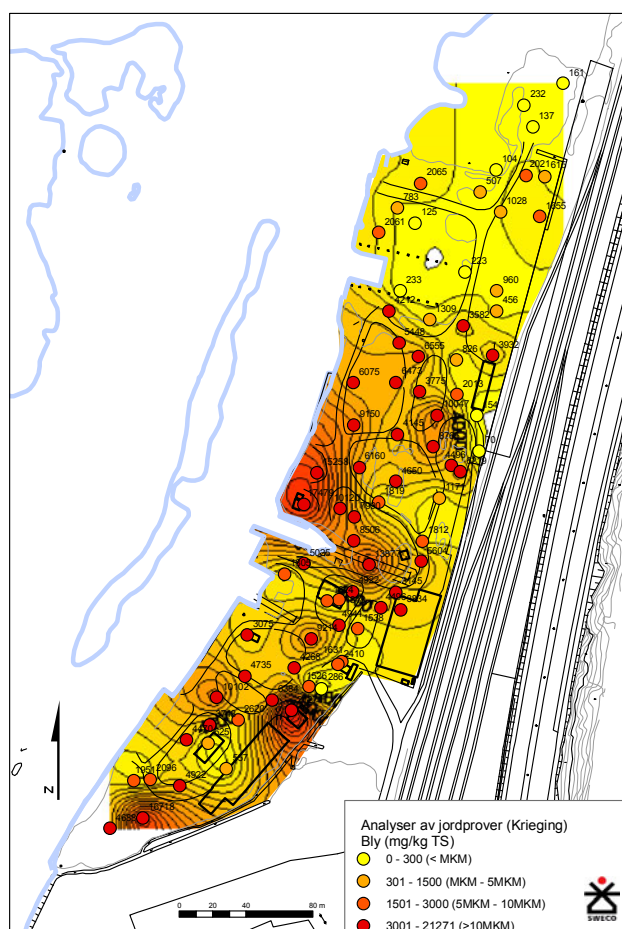


Ale kommun

F D BOHUS VARV, HUVUDSTUDIE

Del 2 Åtgärdsutredning



Blyhalter i fyllnadsmassor, schematisk bild

Göteborg 2006-04-28

Uppdragsnummer 1310845.000

SWECO VIAK
Gullbergs Strandgata 3
Box 2203, 403 14 Göteborg
Telefon 031-62 75 00
Telefax 031-62 77 22

Uppdrag 1310845.000; MABL
p:1314\1310845 bohush
varv19_original\åtgärdsrapport\ra060428.doc



INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning	1
2	Övergripande åtgärds mål	1
3	Riskbedömning	2
3.1	Allmänt	2
3.2	Föroreningssituation	2
3.2.1	Jordlager	2
3.2.2	Grundvatten	7
3.2.3	Sediment	7
3.2.4	Spridning av föroreningar	8
3.3	Fördjupad riskbedömning m a p markanvändning	10
3.3.1	Platsspecifika förutsättningar	11
3.3.2	Exponeringsförutsättningar för människor	12
3.3.3	Skydd av markfunktionen	14
3.3.4	Urval av ämnen	14
3.3.5	Platsspecifika hälsobaserade riktvärden för jord	14
3.3.6	Aktuell föroreningssituation och platsspecifika riktvärden	15
3.4	Fördjupad riskbedömning m a p Göta älv	16
3.4.1	Påverkan via grundvattenströmning och erosion	17
3.4.2	Påverkan via skred	18
3.5	Sammanfattande riskbedömning	20
4	Åtgärdsutredning	21
4.1	Genomförande och förutsättningar	21
4.2	Metoder som uppfyller övergripande åtgärds mål	22
4.3	Åtgärdsalternativ och konsekvenser	24
4.3.1	Alternativ A – Nollalternativ	24
4.3.2	Alternativ B – Stabilitetsåtgärder m m	26
4.3.3	Alternativ C – Inkapsling av massor	27
4.3.4	Alternativ D – Urgrävning av ytliga massor	29
4.3.5	Alternativ E - Större sanering, off site-behandling/deponering	30
4.3.6	Alternativ F – Större sanering, on site-behandling	32
5	Kostnadsbedömning	35
5.1	Allmänt	35
5.2	Osäkerhet i bedömningarna	35
5.3	Förutsättningar	36
5.4	Underlag för kostnadsbedömning, enhetspriser	36
5.5	Kostnader, alternativ A (nollalternativ)	38
5.6	Kostnader, alternativ B (stabilitetsåtgärder m m)	38
5.7	Kostnader, alternativ C (inkapsling av massor)	39
5.8	Kostnader, alternativ D (urgrävning av ytliga massor)	40
5.9	Kostnader, alternativ E (off site-behandling/deponering)	41
5.10	Kostnader, alternativ F (on site-behandling)	42

6 Krav på tillstånd och tidsåtgång för aktiviteter 43

Bilagor:

1. Sammanställning av åtgärdsförslag, tabell
2. Rapport från Göteborgs VA-verk, 2006-03-23

1 Inledning

En huvudstudie enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual har utförts avseende f d Bohus varvsområdet vid Göta älv, i centrala Bohus.

I del 1 av huvudstudien (separat dokument) redovisas uppdragets syfte, omfattning och avgränsningar, samt en områdesbeskrivning, inklusive recipientens, d v s Göta älvs känslighet och skyddsvärde. I del 1 redovisas även de omfattande undersökningar av jordlager, grundvatten och sediment som genomförts, deras resultat och slutligen en sammanfattning av föroreningsituationen.

Föreliggande dokument omfattar del 2 av huvudstudien och innehåller en fördjupad riskbedömning samt själva åtgärdsutredningen. I dokumentet görs emellanåt hänvisningar till underlagsmaterial t ex i form av bilagor m m, vilka återfinns i del 1.

I övrigt ingår i detta dokument de delar i en åtgärdsutredning som föreskrivs i Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, med undantag av ansvarsutredning och riskvärdering, förslag till mätbara åtgärdskrav samt direktiv för miljökontroll och för projektering. Detta innebär att utredningen omfattar förslag till övergripande åtgärds mål, fördjupad riskbedömning, åtgärdsalternativ, kostnadsbedömning, och krav på tillstånd samt översiktlig tidplan.

2 Övergripande åtgärds mål

Som övergripande åtgärds mål för f d Bohus varvsområde föreslås:

- Marken inom fastigheterna skall efter utförda saneringsåtgärder kunna användas för de ändamål som gällande planer för området anger, d v s industrimark, trafikområde samt naturområde.
- En strävan bör även vara att långsiktigt säkra skyddet av Göta älv, intill vilken det f d varvsområdet är beläget. En orsak till detta är att Göta älv utgör huvudvattentäkt för Göteborg, med råvattenintaget nedströms det f d varvsområdet och att leveranssäkerheten och konsumenternas förtroende måste säkras. Ett starkt skydd för Göta älv möjliggör även ekologiskt hållbara och variationsrika livsmiljöer, samt minskar belastningen av förorenade sediment, särskilt inom Göteborgs hamnområde,

3 Riskbedömning

3.1 Allmänt

För att en risk skall kunna bedömas måste det finnas ett objekt som skall skyddas. För att risk skall föreligga måste det dessutom finnas en potentiell farlighet (exempelvis ett giftigt ämne) som skyddsobjektet kan utsättas för och en möjlig exponeringsväg. En modell för hur riktvärden kan beräknas har tagits fram av Naturvårdsverket i samband med att generella riktvärden för förorenad mark publicerades 1996 (NV4638 och 4639) och förslag till branschspecifika riktvärden för ämnen förekommande på bensinstationer utgavs 1998 (NV4889).

I en fördjupad riskbedömning tas bl a hänsyn till aktuell förorenings-situation, exponerings- och spridningsförutsättningar samt planerad markanvändning. Förutom risker som sammanhänger med markanvändningen inom och i närheten av det förorenade området, kan även risker föreligga på större avstånd från detta område, t ex nedströms i en recipient, vilken kan påverkas av det förorenade området.

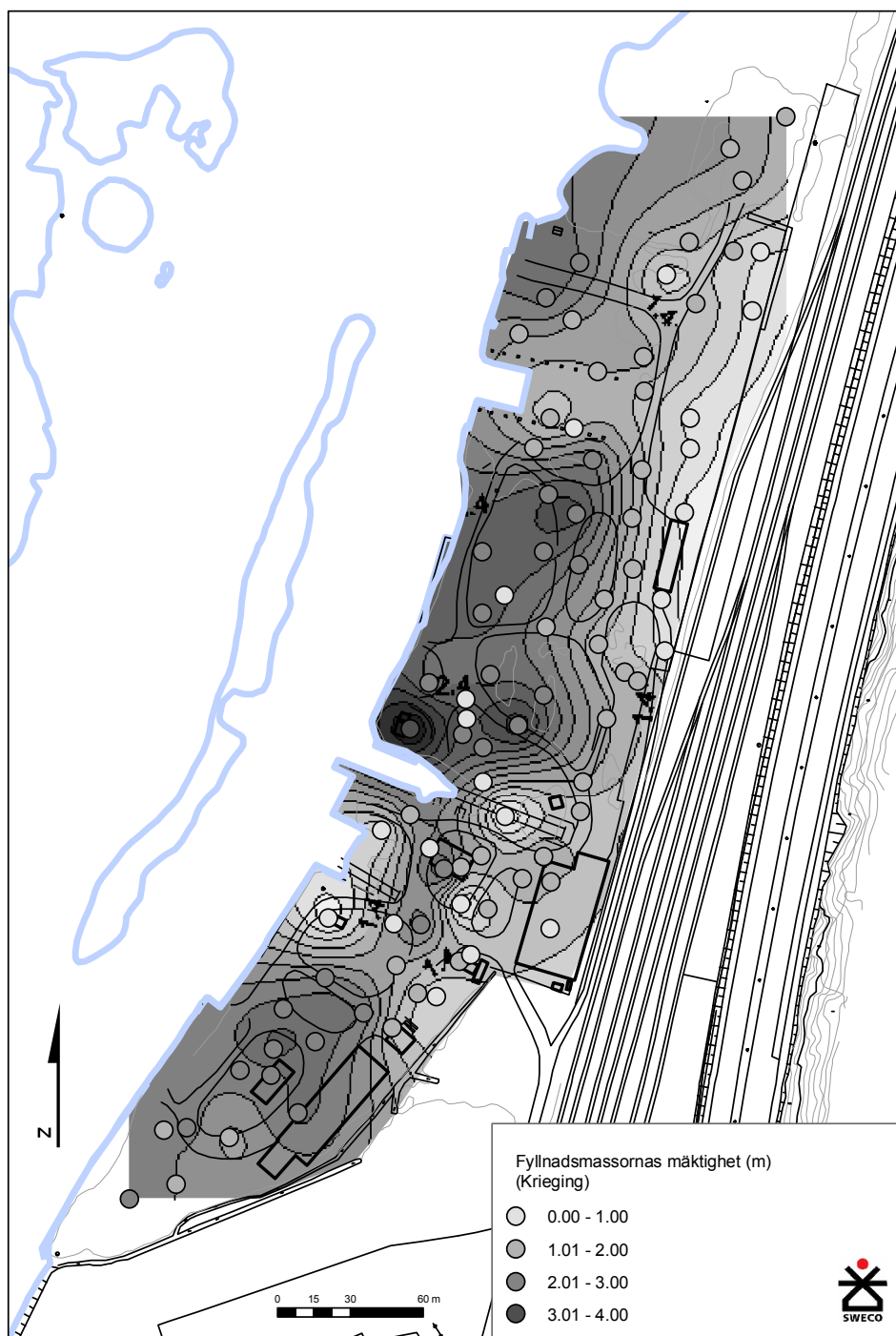
Nedan lämnas en sammanfattande beskrivning av föroreningssituationen inom f d Bohus varvs område. Beskrivningen är ett sammanvägt resultat från verksamhetsinventering, fältundersökningar (provgropsgrävning och skruvborring), analysresultat och fältmätningar, nya som gamla, vilka genomförts inom området. Därutöver bedöms riskerna för spridning av föroreningar från området.

3.2 Föroreningssituation

3.2.1 Jordlager

Jordlagren utgörs huvudsakligen av fyllnadsmassor på lera. Fyllnads-massornas mäktighet varierar mellan 0,5 och 3,6 m, med en medel-mäktighet av 1,7 m. I **figur 3.1** redovisas en schematisk karta med fyllnadsmassors mäktigheter. Av denna framgår att mäktigheten i allmänhet är mindre i norr, medan den i centrala och södra delen är större, samtidigt som den här också varierar i större utsträckning. En allmän tendens finns att mäktigheten är mindre i öster än mot väster, vilket är rimligt med tanke på att utfyllnad sannolikt skett från öster, mot älven i väster. Totalt innebär detta att fyllnadsmassors volym uppgår till ca 85 000 m³.

Från fältundersökningarna bedöms att fyllnadsmassorna utgörs av sand, grus och sten, med varierande inslag av olika avfall såsom trä, betong,



Figur 3.1 Fyllnadsmassors mäktighet, schematisk bild

ra01s 2000-03-30

glas, skrot och sågspån e t c. Ställvis är fyllnadsmaterialet ganska grovt, men endast i ett fåtal gropar har förekomst av block noterats.

Resultat från siktanalyser av jordprover visar att fyllnadsmaterialet huvudsakligen består av en sandig fraktion, med inslag av grus. Finjordsinnehållet (silt och ler) i de siktade proverna uppgår till i genomsnitt ca 8% (varierar mellan ca 2 och 15%).

Analyser visar att halterna TOC i många prover är relativt sett höga, upp emot 25-30%. Halterna torrsubstans (TS) är vanligen relativt sett låga, med värden i flera prover ner mot 50 - 60 %. Detta indikerar att inslaget i fyllnadsmassorna av organiskt material är högt. Okulärbedömning av jordprov indikerar att bl a sågspån ställvis förekommer i fyllnadsmassorna.

Från såväl fältundersökningar som analyser framgår att en stor del av fyllnadsmassorna är kraftigt påverkade av oljerester. Detta gäller för större delen av området, dock med undantag av norra delen. Särskilt omfattande förefaller denna påverkan vara i den centrala delen. Ställvis förefaller massorna vara indränkta med olja. I de fall jordprov (ej oljeindränkta) analyserats m a p petroleumkolväten, indikeras halter av alifater C12-C16 och C16-C35, som ligger betydligt över gränsen för MKM. Inslaget av övriga alifater, liksom av aromater, är relativt begränsat. Cancerogena PAH förekommer i samtliga jordprov i halter som vanligen ligger över, eller mycket över MKM.

Dioxiner förekommer inom hela området (begränsat antal analyser) men halterna är relativt låga. Endast i ett av de fem samlingsprover som analyserats överskrider halten något det generella riktvärdet för MKM.

Organiska tennföreningar förekommer, särskilt i marklagren i områdets centrala delar.

De PID-mätningar som utförts indikerar inte någon allmän förekomst av flyktiga ämnen. Vid de screeninganalyser som gjorts har endast ett fåtal flyktiga och halvflyktiga ämnen detekterats - halterna är relativt låga.

Fyllnadsmassorna är mycket kraftigt påverkade av metaller, särskilt bly, zink, koppar, kvicksilver och arsenik, se **tabell 3.1**, där även olika jämförvärden redovisas. Framförallt bly uppvisar kraftigast påverkan inom området, se schematisk fördelning i **figur 3.2**, i ett stort antal prover mer än 10 gånger värdet för MKM. Även koppar, kvicksilver, zink och arsenik uppvisar halter som i flertalet provtagningspunkter ligger över värdet för MKM. För zink, koppar och kvicksilver uppvisar ett stort antal punkter halter vilka är 5 gånger det generella riktvärdet för MKM. Mer information om

dessa metaller och hur de fördelar sig inom undersökningsområdet redovisas i **Del 1, bilaga 13**.

Tabell 3.1 Min-, median-, medel- och, maxhalter för metaller i jordprov (mg/kg TS). För arsenik, koppar och kvicksilver baseras beräkningarna på laboratorieanalyser. För bly och zink har även resultaten från XRF-undersökningen, efter korrelation, inarbetats i underlaget. För jämförelse har NVs generella riktvärden för KM och MKM lagts in liksom RVFs föreslagna haltgräns¹ för bedömning om förorenade massor är farligt avfall.

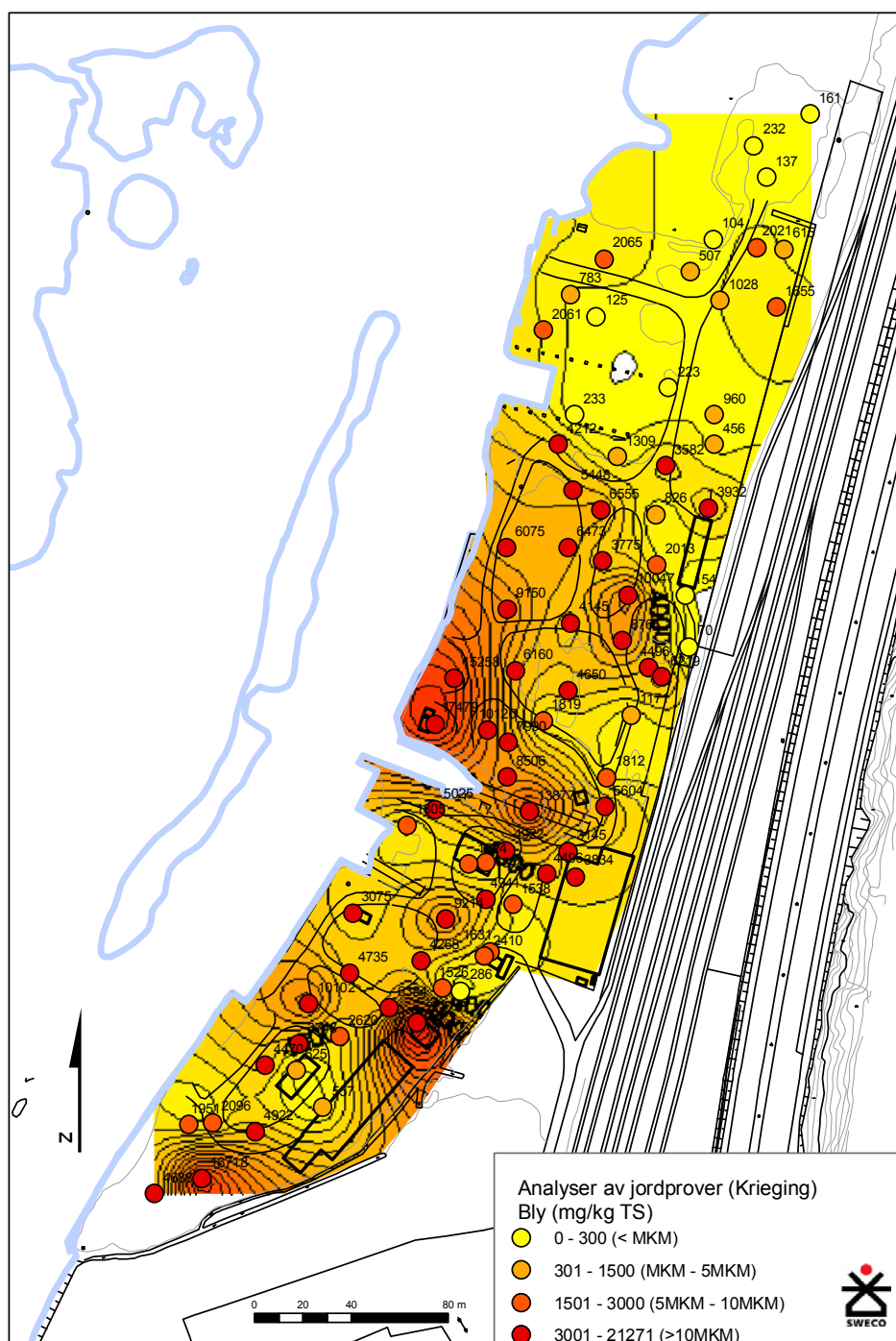
Metall	Antal analyser	Min	Median	Medel	Max	KM	MKM	RVF "Farligt avfall"
Arsenik	59	<3	28	65	662	15	40	1 000
Bly	Ca 140	22	1850	4 050	41 487	80	300	2 500
Koppar	59	14	559	1 900	10 500	100	200	2 500
Kvicksilver	59	<1	11	60	838	1	7	500
Zink	Ca 140	37	1370	2 380	19 922	120	200	2 500

Av tabellen framgår att medelhalterna för samtliga metaller ligger på en nivå av ca 10 gånger värdet för MKM eller mer, förutom för arsenikhalten, som ligger ca 50% över MKM. Medelhalterna för bly och zink ligger även över, respektive i paritet med RVF:s föreslagna bedömningsgrund för "farligt avfall" avseende förorenade massor.

Medianhalterna är som regel lägre, eller något lägre, än medelhalterna, beroende på att ett flertal jordprover med mycket höga metallhalter förekommer. Som framgår av medianhalterna är dock även dessa jämförelsevis höga, för samtliga metaller utom arsenik, överskrider riktvärdena för MKM.

Fördelningen av metaller inom området är i stort sett likformad. Kraftigt förhöjda metallhalter förekommer inom i stort sett hela området, med undantag av den allra nordligaste delen. Metallhalterna varierar heller inte i någon större grad med djupet inom området. Vissa indikationer finns dock på att metallhalterna inom södra delen är något högre i de ytliga än i djupa fyllnadsmassor, inom norra delen indikeras däremot något högre halter i de djupa fyllnadsmassorna än i de ytliga massorna

¹ RVF Utveckling 02:09. Bedömningsgrunder för förorenade massor. ISSN 1103.4092.



Figur 3.2 Bohus varv, blyhalter i fyllnadsmassor. Schematisk karta.

ra01s 2000-03-30

En översiktlig bedömning av mängden metaller i fyllnadsmassorna kan göras utifrån medelhalterna. Under antagande av 85 000 m³ fyllnadsmassor, att dessa har en densitet av 1,7 ton/m³ och att medelhalten gäller för hela volymen, kan metallinnehållet beräknas till enligt **tabell 3.2**. Det bör noteras att användande av medelhalter i detta fall kan överskatta mängderna, genom att extremvärden kan påverka medelhalterna.

Tabell 3.2 Metallinnehåll i fyllnadsmassor vid f d Bohus varv

Metall	Medelhalt (mg/kg TS)	Mängd (ton)
Arsenik	65	9
Bly	4 050	585
Koppar	1 900	275
Kvicksilver	60	9
Zink	2 380	345

3.2.2 Grundvatten

Den första provtagningsomgångens 13 grundvattenprov (filtrerade på lab) redovisade överlag låga halter av metaller. Enstaka vattenprov innehöll dock måttligt allvarliga zinkhalter. Spår fanns av PAH-cancerogena, liksom av klorerade alifater. Screeningsanalyser indikerade förekomst av semi-volatila och volatila föreningar, i de fall haltnivåer indikerats från dessa analyser var de dock relativt låga.

I den andra provtagningsomgången analyserades vattenprover från åtta av grundvattenrören. Metallanalyser gjordes på såväl filtrerade som ofiltrerade prover. Resultaten visar att de filtrerade proven, med enstaka undantag, fortfarande innehåller låga halter.

Av de ofiltrerade proven innehåller ett flertal däremot kraftigt förhöjda halter av metaller, särskilt bly. Grundvattnet (ofiltrerade prover) ger också högt utslag på oljeindex.

3.2.3 Sediment

Provtagningen av sediment i 10 punkter längs med Bohus varvs strandlinje visar på ringa, i enstaka punkt ingen, förekomst av sediment. Detta indikerar avsaknad av ackumulationsområden, eller att de varierande vattenflödena i Göta älv medför återkommande erosion.

Sedimentproven innehåller inga petroleumkolväten eller PAH:er över detektionsgränserna. Av metallerna uppvisar kvicksilver i några punkter halter över detektionsgränser och då höga halter. I övrigt uppvisar metallerna låga halter.

3.2.4 Spridning av föroreningar

Som redovisas ovan innehåller fyllnadsmassorna avsevärda mängder med föroreningar, framförallt metaller, men också petroleumkolväten. Föroreningspotentialen för området kan därför sägas vara mycket stor.

Olika föroreningar förekommer i olika faser, vilket starkt påverkar deras mobilitet och följaktligen deras benägenhet för spridning. Metallinnehållet, främst bly och zink, är mycket högt i jordprover, men såväl lakförsök på jordprov, som analyser av grundvattenprov indikerar att lösligheten av metallerna i vattenfasen är låg. Metallerna är därför sannolikt relativt hårt bundna till partiklar. Detta indikerar att spridningen av i grundvattnet lösta metaller till Göta älv sannolikt bör vara begränsad under rådande förhållanden.

En överslagsmässig bedömning av denna spridning kan göras utifrån uppmätta halter, se **tabell 3.3**. Det bör noteras att halterna är uppmätta på filtrerade vattenprover.

Det grundvatten som avrinner till Göta älv från området antas utgöras av det grundvatten som bildas inom området, genomströmning av grundvatten från järnvägsområdet i öster bedöms vara begränsat. Totalt antas grundvattenbildningen inom det aktuella området uppgå till ca 300 mm per år eller för 5 hektar ca 15 000 m³ per år, vilket i genomsnitt bedöms vara den volym grundvatten i fyllnadsmassorna som läcker till Göta älv.

Tabell 3.3 Metallhalter i vattenprov och översiktligt metallläckage till Göta älv.

	Bly	Koppar	Zink
Medelhalt i vattenprov (µg/l)	5,6	9,0	408
Maxhalt i vattenprov (µg/l)	60,9	40	4780
Metallläckage till Göta älv, från medelhalt (kg/år)	0,1	0,14	6
Metallläckage till Göta älv, från maxhalt (kg/år)	0,9	0,6	72

Som framgår av beräkningarna bedöms läckaget av bly till Göta älv vara av storleksordningen något kg per år, vilket kan jämföras med det totala beräknade blyinnehållet, 585 ton. För zink är läckaget större, ca 70 kg per år jämfört med ett totalt innehåll av 345 ton. Beräkningarna är överslagsmässiga, men indikerar ändå att läckaget via vattenlösliga metaller är begränsat, samtidigt som det kan pågå under mycket lång tid.

Inom den del av aktuellt markområde som är belägen närmast älven kommer grundvattennivåerna att påverkas av det fluktuerande vattenståndet i Göta älv. Detta innebär att vatten strömmar in i och ut från fyllnadsmassorna, under sannolikt en betydande hydraulisk gradient. Detta innebär sannolikt en ökad risk för uttransport av metaller, framförallt p g a att större vattenomsättning medför ökad utlakning, möjligen också genom att viss partikelbunden transport skulle kunna ske. Analyser av ofiltrerade vattenprov (innehållande partiklar) indikerar att halterna i dessa innehåller ca 50 – 1000 gånger högre metallhalter, jämfört med filtrerade prov. Någon beräkning av uttransport av metaller genom denna process låter sig svårligen göras, men genom att strandlinjen och därmed kontaktytan mellan älv och det förorenade markområdet uppgår till ca 600 m, kan den inte negligeras.

Inom delar av området sker, med viss regelbundenhet men sannolikt med relativt kort varaktighet, även översvämning i samband med högvatten i älven. Detta innebär att "grundvattenbildningen" ökar och därmed vattenomsättningen och urlakningen. Den omättade zonen i massorna vattenmättas dock inte "momentant" vid översvämning. När fältundersökningarna utfördes förekom översvämmade delområden, men i provgröpar som grävdes i anslutning till dessa ställde vattennivåerna vanligen in sig på betydligt större djup, i allmänhet ca 0,5 -1 m under markytan. Relativt sett bedöms att uttransport av metaller p g a denna process maximalt är av samma storleksordning som den transport som redovisas i **tabell 3.3**.

De förorenade massorna står i direkt kontakt med älven, och erosion p g a strömmande vatten kan därför ske längs den 600 m långa strandlinjen. Detta indikeras också av resultat från sedimentprovtagningen, vilket tyder på att erosions- och transportförhållanden längs älvstranden råder, snarare än ackumulationsförhållanden. Genom att metallerna är bundna till partiklar finns stor risk för uttransport av metaller vid erosion. En mycket grov beräkning kan göras för att uppskatta storleksordningen av metalltransport via erosion. Om metallerna antas vara jämnt förelade inom det ca 100 m breda området med fyllnadsmassor och om erosionen vid strandlinjen antas till 1 cm per år, innebär detta att jord innehållande ca 50 kg bly, 30 kg zink, 20 kg koppar och knappt 1 kg kvicksilver eroderas och borttransporteras varje år. Även om beräkningen är grov, indikerar den att denna

erosionprocess sannolikt medför en minst lika stor eller t o m större uttransport än läckage via grundvattnet. Det är även möjligt att denna typ av uttransport är betydligt mycket större.

Till denna erosion längs strandlinjen tillkommer även att ovan nämnda översvämningar på öppna markytor kan bidra till erosion och viss partikeltransport. Hårdgjorda ytor förekommer på ytterst få ställen inom området.

Damning från ytligt belägna jordmassor kan orsaka spridning av föroreningar från området, framförallt under torra och blåsiga väderleksförhållanden.

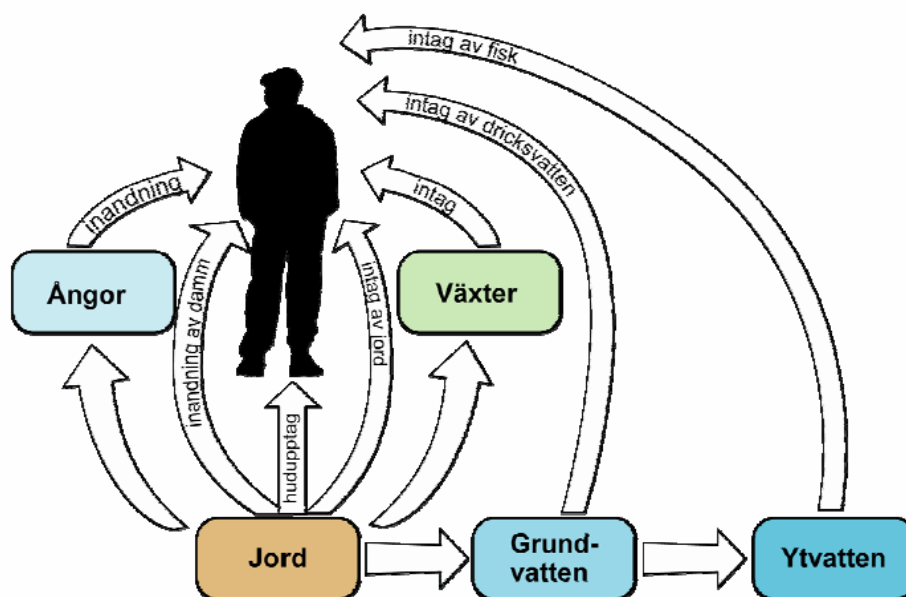
Ovan har främst spridning av metaller diskuterats. Näst efter metallbelastningen är förorening med oljerester, och då främst innehållande "tung" alifatfraktioner, av vikt att beakta vid föroreningsspridning. Från inventering är det känt att varvsverksamheten omfattande tanklager av eldningsolja, spillolja och drivmedel. Olja har med stor sannolikhet även tillförts med delar av de utfyllnadsmassor som idag bygger upp området.

Eftersom oljeföroreningarna är att betrakta som äldre, och att eventuella lättflyktiga (och lättlösliga) ämnen sannolikt har avgått, kvarstår som regel ovan nämnda alifatfraktioner. Dessa uppvisar som regel låg löslighet i vatten. En överslagsmässig beräkning av uttransporten till Göta älv via grundvattnet, p s s som ovan för metaller, kan därför utföras.

Om medelhalten av dessa alifatfraktioner, lösta i grundvattnet antas uppgå till i genomsnitt maximalt 5 mg/l (erfarenhetsbaserad siffra för denna typ av kolväten), innebär detta ett maximalt läckage av ca 70 kg per år. Även denna beräkning är osäker, men den indikerar en sannolik maximal storleksordning.

3.3 Fördjupad riskbedömning m a p markanvändning

NVs generella riktvärden gäller för hela landet och har beräknats för att kunna appliceras på ett stort antal objekt. De tar inte hänsyn till samverkans effekter mellan olika föroreningar. Vid beräkningen av riktvärden tas hänsyn till flera olika exponeringsvägar för såväl människa som miljö, se **figur 3.3**. Figuren visar samtliga av de exponeringsvägar som är aktuella för ett s k KM-område där skyddsvärdet är stort. Vid en platsspecifik bedömning av ett område liknande det nu aktuella undersökningsområdet blir bedömningen annorlunda, exempelvis utgår exponeringsvägen "*intag av dricksvatten*" då området försörjs med kommunalt dricksvatten.



Figur 3.3 Exponeringsvägar enligt NV's modell avseende ett KM-område, från NV²

I det nedanstående beräknas hälsobaserade riktvärden.

3.3.1 Platsspecifika förutsättningar

Inom undersökningsområdet finns två olika planerade framtida markanvändningstyper identifierade, "industrimark" samt "MLU". Kategorin "MLU" avser mark med lågt utnyttjande (MLU) exempelvis trafikområden, kategorin omfattar även naturmark då exponeringsförutsättningarna bedöms vara ganska likvärdiga. Detta innebär att exponeringsförutsättningarna skiljer sig åt inom de olika markanvändningsområdena. Inom industriområdet kommer människor att vistas mer stadigvarande än inom MLU. Inom industriområdet kommer det sannolikt även att uppföras byggnader, vilket ej kommer att ske inom övriga delar av området.

Observera att den riskbedömning som utförs och de antaganden som görs utgår ifrån de människor som kommer att vistas inom området. Det är alltså inte en bedömning av exponeringsrisker för människor som deltar vid olika kortvariga markarbeten, typ schaktning m m, och som då kan komma i kontakt med föroreningar. Deras hälsa bevakas via arbetarskyddet.

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden har hänsyn tagits till de skilda exponeringsförutsättningarna. Hänsyn tas även till på vilket djup

² NV Remiss avseende riskbedömning av förorenade områden, 2005

föroreningen återfinns, då sannolikheten att exponeras för massor belägna på ett större djup är mindre än för massor som återfinns ytligt.

Platsspecifika hälsobaserade riktvärden har beräknats för området. Någon möjlighet att beräkna platsspecifika riktvärden för skyddet av markfunktionen anvisas inte i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. Eftersom skyddet av markfunktionen bedöms föranleda betydligt hårdare krav m a p föroreningsgraden än vad beräknat skydd för ytvattenrecipienten enligt NVs modell skulle medföra (p g a mycket kraftig utspädning i Göta älv), har den sistnämnda beräkningen inte genomförts. Riskerna m a p Göta älv diskuteras separat, se **kapitel 3.4**.

3.3.2 Exponeringsförutsättningar för människor

De sätt på vilka människor kan komma i kontakt med föroreningarna bedöms vara begränsade, se **figur 3.4**.

Inom industriområdet kommer sannolikt främst vuxna att vistas mer eller mindre stadigvarande i sin arbetsutövning. Barn kan vid enstaka tillfällen och under kortare tid finnas inom området. Inom MLU kan såväl barn som vuxna befinna sig. Tiden för vistelse inom detta område bedöms dock vara begränsad och exponeringstiden blir därmed lägre än inom industriområdet, se **tabell 3.4**

Platsspecifika hälsobaserade exponeringsantaganden, f d Bohus varv

- Direktintag av jord (oralt intag, i samband med snusning etc)
- Hudkontakt
- Inandning av damm
- Inandning av ångor (inomhus, d v s enbart inom industriområdet)

Figur 3.4 Platsspecifika exponeringsantaganden avseende människors hälsa

De exponeringstider som använts för ytjorden följer NVs antaganden för MKM-område respektive Parkmark och MLU. För massor belägna på ett större djup har en exponeringstid av 5 dagar/år bedömts vara rimlig med tanke på att det enbart är vid markarbeten som dessa massor "blottläggs".

Tabell 3.4 Antagna exponeringstider vid beräkning av platsspecifika hälso-baserade riktvärden för jord inom f d Bohus varv.

Exponeringsväg	Industri yttjord	Industri >0,7 m	MLU yttjord	MLU >0,7 m	MKM	Park/MLU
Intag av jord	129	5	20	5	129	20
Hudkontakt	27*	5	20	5	27*	20
Inandning av damm	122	5	20	5	122	20
Inandning av ångor	122	122	Ej aktuellt	Ej aktuellt	122	Ej aktuellt

* avser exponeringstid för en vuxen person

Nedan förklaras vad de olika exponeringsvägarna omfattar och till viss del vilka antaganden som gjorts;

Direktintag av jord, hudkontakt och inandning av damm

- Exponeringsrisk föreligger främst vid ytligt liggande föroreningar. Nederbörd i form av regn och snö innebär minskade exponeringsförutsättningar för exempelvis damning.
- Om de förorenade massorna täcks av byggnader och/eller hårdgjorda ytor minskar sannolikheten för exponering.
- Förorenade massor belägna under byggnader och/eller hårdgjorda ytor blottläggs enbart i samband med markarbeten. Endast vid dessa tillfällen kan människor som vistas inom området exponeras.

Inandning av ångor

- Vid riskbedömningen utgår vi ifrån att delar av området i framtiden kommer att bebyggas med industrilokaler och eller kontor. Trots att flyktiga ämnen inte påvisats i någon större omfattning har schablonmässiga beräkningar utförts baserade på NVs antaganden.
- Generella antaganden om spädning i luft har använts då det i dagsläget inte finns någon information om eventuell utformning av planerade byggnader. Utgångspunkten har varit att byggnader utan

ra01s 2000-03-30



källare uppförs och att spädningen porluft/inomhusluft är 20 000 gånger.

3.3.3 Skydd av markfunktionen

NVs modell möjliggör inga platsspecifika beräkningar för skydd av markfunktionen. Marken inom f d Bohus varv bedöms dock ha ett skyddsvärde huvudsakligen motsvarande MKM, se **tabell 3.5**. Vanligtvis kan ett lägre skydd accepteras inom kontors- och industriområden i urban miljö där förutsättningarna för en fungerande markfunktion är nedsatt p g a stort inslag av bebyggda och/eller hårdgjorda ytor. Det är också många gånger accepterat med ett lägre skyddskrav för massor belägna på ett djup > 0,7 m. Halter 2-5 gånger de generella riktvärdena för MKM har i flera fall accepterats av olika tillsynsmyndigheter.

Inom f d Bohus varv bedöms dock föroreningsituationen vara så ansträngd att det inte finns någon anledning att ha olika skyddskrav på olika nivåer. Olika skyddskrav för ytlig och djupare marklager kommer inte att påverka åtgärdsutredningen. Därmed bedöms en likartad skyddsnivå i såväl ytjord som massor belägna på ett större djup vara mest relevant.

3.3.4 Urval av ämnen

Baserat på undersökningsresultatet har platsspecifika hälsobaserade riktvärden beräknats för följande ämnesgrupper:

- Metaller (As, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, V och Zn)
- Alifatiska kolväten, fraktionerna C₁₆-C₃₅
- Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), (summa cancerogena och övriga)

3.3.5 Platsspecifika hälsobaserade riktvärden för jord

Beräkningar har utförts enligt Naturvårdsverkets modell vilket i detta fall innebär att en s k referenskoncentration (C_x) beräknas för respektive ämne och exponeringsväg. Referenskoncentrationen motsvarar den halt i jorden som ger en acceptabel risk om enbart denna exponeringsväg beaktas. En sammanvägning görs, enligt den ekvation som anges nedan, där de olika referenskoncentrationerna sammanvägs till ett hälsobaserat riktvärde. För f d Bohus varv gäller därmed:

Industriområdet:
$$C_{h\ddot{a}lsa} = 1/((1/C_j)+(1/C_h)+(1/C_d)+(1/C_a))$$

MLU/Naturmark: $C_{h\ddot{a}lsa} = 1/(1/C_j)+(1/C_h)+(1/C_d)$

C_j – intag av jord, C_h – hudkontakt, C_d – inandning av damm, $C_{\ddot{a}}$ – inandning av \u00e5ngor.

Ber\u00e4knade platspecifika h\u00e4lsobaserade riktv\u00e4rden redovisas i **tabell 3.5**.

Tabell 3.5 Platsspecifika h\u00e4lsobaserade riktv\u00e4rden f\u00f6r jord inom f d Bohus varv, justerade och avrundade, samt NV:s j\u00e4mf\u00f6rv\u00e4rden.

Ämne	Industri yttjord	Industri >0,7 m	MLU yttjord	MLU >0,7 m	MKM
Arsenik	37	550	60	560	40
Bly	5 300	e.b.	8 600	e.b.	300
Kadmium	190	2 500	550	2 500	12
Kobolt	3 100	e.b.	4 300	e.b.	250
Koppar	e.b.	e.b.	e.b.	e.b.	200
Krom (tot)	e.b.	e.b.	e.b.	e.b.	250
Kvicksilver	30	30	230	4 800	7
Nickel	450	4 300	1 000	4 300	200
Vanadin	13 000	e.b.	20 000	e.b.	200
Zink	e.b.	e.b.	e.b.	e.b.	700
Alifater C16-C35	2 000	2 000	e.b.	e.b.	1 000
PAH cancerogena	7,5	140	35	150	20
PAH \u00f6vriga	10 000	20 000	24 000	e.b.	40

3.3.6 Aktuell f\u00f6roreningssituation och platspecifika riktv\u00e4rden

F\u00f6ljande kan noteras:

Arsenik: I flera provpunkter har halter som överskrider de platsspecifika riktvärdena för ytlig jord noterats. I en enstaka provpunkt har även en halt som överskrider riktvärdet för djupare jord noterats.

Bly: Mycket höga halter av bly har påvisats i massor som ligger såväl ytligt som på visst djup i marken. I tio ytliga prover överskrider det platsspecifika riktvärdet för ytjord inom industrimark. Halterna är generellt lägre i områdets norra delar.

Kvicksilver: I flera prover har halter noterats som överskrider det platsspecifika riktvärdet för ytjord inom industrimark. Riktvärdet är dock främst föranlett av risk vid inandning av ångor i inomhusmiljö, en exponering som i dagsläget inte bedöms vara aktuell i någon större omfattning.

Alifater, C16-C35: I flera av de analyserade jordproverna är halterna högre än de platsspecifika riktvärdena för industrimark. Noterbart är också att fältundersökningarna indikerar en utbredd förekomst av "oljeindränkta" massor och att analyser främst utförts för att avgränsa sådana områden.

PAH, canc: Ett flertal av de ytliga jordprover som har analyserats uppvisar halter som är högre än de platsspecifika riktvärdena för industrimark.

Övriga ämnen: För övriga ämnen, för vilka platsspecifika hälsobaserade riktvärden beräknats, överskrider uppmätta halter inte de platsspecifika riktvärdena.

Vad gäller skydd av markfunktionen bedöms, enligt ovan, att denna bör motsvaras av NVs generella MKM-värden. En jämförelse mellan de sistnämnda och aktuell föroreningsituation visar att metallhalterna i allmänhet kraftigt överstiger Naturvårdsverkets generella riktvärden. Markfunktionen bedöms idag vara kraftigt påverkad av föroreningarna inom området.

3.4 Fördjupad riskbedömning m a p Göta älv

Det aktuella området är beläget direkt i anslutning till Göta älv, med en strandlinje längs älven av ca 600 m. Förorenade massor bedöms förekomma ända ut mot älven.

Risk för påverkan på älven finns av främst två olika orsaker:

1. Ständigt pågående läckage av föroreningar dels via erosion (partikelbunden), dels via grundvattnet (löst i vattenfasen).
2. Vid ett skred i de finkorniga massorna inom aktuellt område skulle förorenade fyllnadsmassor dras med ut i älven och transporteras nedströms via denna.

3.4.1 Påverkan via grundvattenströmning och erosion

Läckage från det förorenade området till Göta älv pågår ständigt, även om omfattningen kan variera, t ex beroende på vattenstånd och vattenflöde i älven, vilka kan påverka grundvattenströmning i fyllnadsmassor och erosion.

För att åskådliggöra storleksordningen av läckaget, redovisas en översiktlig bedömning av detta i **tabell 3.6**, liksom vilken föroreningspotential som finns inom själva de förorenade massorna, tillsammans med uppgifter om metalltransport i Göta älv.

En jämförelse mellan total mängd och utläckande mängder indikerar att utläckaget kan pågå under mycket lång tid, utan att föroreningskällan nämnvärt påverkas.

En jämförelse mellan totalt "läckage" (via både grundvatten och erosion) från f d Bohus varv och metalltransporten i Göta älv visar att den förstnämnda är mycket liten, med undantag för kvicksilver, där erosionsbetingat utläckage skulle kunna medföra en avsevärd påverkan (ca 6% av den årliga transporten). Det beräknade utläckagets storlek är dock osäkert, enligt ovan.

En jämförelse kan även göras mellan den totala mängden metaller inom f d Bohus varv och den mängd som transporteras årligen i Göta älv. Av denna framgår att föroreningspotentialen som regel är mycket stor, jämfört med metalltransporten i älven.

Tabell 3.6 Total mängd föroreningar i fyllnadsmassor, metalläckage till Göta älv, samt metalltransport i Göta älv³.

	Bly	Koppar	Zink	Kvicksilver	Arsenik
Total mängd, medelhalter (kg)	585 000	275 000	345 000	9 000	9 000
Via grundvatten (maxhalt) per år (kg)	1	0,5	70	<0, 1	<0,1
Via erosion 1 cm/år (kg)	50	20	30	1	1
Transport i Göta älv per år (kg)	2 000	6 900	22 500	15	1 700

3.4.2 Påverkan via skred

Området ligger i Göta älvs dalgång, vilken generellt sett innehåller skredkänsliga finsediment. Utredningar har tidigare utförts inom området, och för södra delen har även stabiliserande åtgärder vidtagits. Sådana åtgärder rekommenderades av SGI även för ett parti (50 – 70 m långt) norr därom, men åtgärder blev här ej utförda. Även om säkerheten här är lägre, har någon akut risk för skred dock ej bedömts föreligga.

Om ett skred skulle inträffa, skulle sannolikt mycket stora mängder föroreningar kunna spridas till älven. Av **tabell 3.5** framgår att även om endast ca 10 % av området skulle beröras av ett skred, skulle mängden föroreningar vara mycket stor, t ex jämfört med den mängd som årligen transporteras via Göta älv.

En påverkan från ett skred skulle ske, dels på det ekologiska systemet i och invid älven och dels på ackumulationsbottnar i älvens utlopp vid Västerhavet (Göteborgs hamn). Framförallt riskerar dock också Göteborgs råvattenintag vid Alelyckan, ca 10 km nedströms Bohus varv, att påverkas.

³ Miljögifter i och kring Göta älv. Sammanställning av undersökningar av vatten, sediment, biota och utsläpp. Länsstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2003:57.

Vilka konsekvenser som det sistnämnda skulle kunna medföra har sammanställts av Göteborgs Vatten- och Avloppsverk och redovisas i **bilaga 2**. En punktvis sammanfattning av denna bilaga görs även nedan:

- Stängning av råvattenintaget sker några få minuter från det att VA-verket får kännedom om en kvalitetsstörning. Det sistnämnda kan antingen ske via rapporter från t ex räddningstjänsten och kommuner längs älven, eller via signaler från de kontinuerliga kontrollstationer som VA-verket har i älven. Rinntiden från Bohus varv till Alelyckan är normalt ca 6 timmar, vid större vattenföring ca 4,5 timmar.
- Om råvattenintaget vid Alelyckan faller bort finns reservkapacitet för vattenförsörjningen av Göteborg, dels via Delsjöarna, dels via Rådasjön. Även idag sker dock relativt frekvent stängningar av intaget vid Alelyckan, vilket medför att vattenreserverna vid dessa tillfällen minskas.
- Tidigare utförda riskanalyser visar på allvarliga konsekvenser för råvattenförsörjningen vid skred av förorenade massor i Göta älv. Förutom en första sedimentpuls, finns även risk för långvarig påverkan på vattenkvaliteten. Erfarenheter från tidigare skred (1993), när intaget fick hållas stängt både under och efter förstärkningsarbetet, vilket pågick under flera månader, indikerar att stängningstiden efter skred i områden med förorenad mark skulle kunna bli mycket långdragna.
- Att fortsatt använda Göta älv som råvattentäkt i händelse av ett skred uppströms intaget bedöms av VA-verket som uteslutet, och skulle allvarligt påverka brukarnas förtroende för dricksvattenförsörjningen. Eftersom volymerna i reservråvattentäkterna är begränsade, skulle ett skred i förorenad mark även kunna leda till råvattenbrist.

Någon särskild utredning avseende påverkan på det akvatiska livet, eller hur det ekologiska systemet invid Göta älv skulle påverkas av ett skred i förorenade massor har ej omfattats av denna huvudstudie. I älven finns idag bl a ett stort antal fiskarter, enligt muntlig uppgift 47 stycken, vilka kan påverkas av ett skred i förorenade massor.

En ytterligare konsekvens av ett skred skulle högst sannolikt vara att mängden förorenade sediment som ackumuleras vid Göta älvs utlopp i Västerhavet, dvs till stor del inom Göteborgs hamn, skulle öka. Idag måste regelbunden muddring utföras inom hamnen, varvid förorenade

sediment kräver deponering på en särskild deponi. Den deponi som används idag för förorenade massor, Torsviken, kommer att vara fullt utnyttjad år 2009.

3.5 Sammanfattande riskbedömning

Föroreningsituation

- Höga metallhalter förekommer i fyllnadsmassorna inom i stort sett hela området, både ytligt och på något större djup. Halterna är ställvis att betrakta som mycket kraftigt förhöjda. Fyllnadsmassorna innehåller i allmänhet även betydande mängder oljerester. Fyllnadsmassornas totala volym och föroreningshalter medför att föroreningspotentialen hos området bedöms vara mycket stor.
- Spridning av föroreningar till älven sker genom olika processer, där främst erosion och möjligen också urlakning och grundvatten-transport är de dominerande. Utläckaget är dock till sin storlek i allmänhet begränsad, särskilt om jämförelser görs med den nuvarande metalltransporten i Göta älv. Området är dock sannolikt ett av flera förorenade områden som bidrar till denna transport. Med hänsyn till områdets mycket stora föroreningspotential, kommer läckaget av föroreningar att kunna fortgå under mycket lång tid.

Nuvarande och framtida markanvändning

- De människor som i dagsläget vistas inom området exponeras framförallt för de föroreningar som återfinns ytligt. Massor belägna på ett större djup bedöms inte medföra någon risk för de människor som vistas inom området.
- Jämfört med de framräknade hälsobaserade riktvärdena är det främst risk vid intag av jord som föreligger, eftersom mycket höga halter av bly respektive arsenik förekommer ställvis i ytjorden.
- På grund av de höga föroreningsnivåer som återfinns i fyllnads-massorna bedöms markfunktionen idag vara allvarligt påverkad. Växtlighet och annan biologisk aktivitet samt artrikedom är sannolikt kraftigt nedsatt.

Övriga skyddsobjekt (främst Göta älv)

- Inom Göta älvs dalgång finns en generell risk för skred, även om det enligt utförda utredningar inte föreligger någon akut risk inom det

aktuella området. Klimatförändring och landhöjning kan på lång sikt påverka denna. Om ett större skred går, innebär detta en risk för Göta älv, såväl avseende Göteborgs huvudvattentäkt (råvattenintaget vid Alelyckan) nedströms Bohus varv, som för ekosystemen i och invid älven.

- Ett skred inom området medför högst sannolikt en mycket utdragen stängning av råvattenintaget vid Alelyckan, utifrån tidigare erfarenheter. Reservråvattentäkternas volymer är begränsade varför detta skulle kunna leda till råvattenbrist för Göteborg.
- Enligt VA-verket är det uteslutet att fortsätta använda råvattenintaget vid ett skred i förorenade massor uppströms, även om utspädning i älven och behandlingsmöjligheterna beaktas, eftersom detta allvarligt skulle påverka brukarnas förtroende för dricksvattenförsörjningen.
- Förutom påverkan på bl a det akvatiska livet i älven medför ett skred sannolikt att en stor mängd förorenade sediment transporteras via älven och ackumuleras nedströms, framförallt i Göteborgs hamn. Detta skulle medföra att den muddring som regelbundet sker idag sannolikt skulle belastas med ytterligare sediment, innehållande avsevärda mängder föroreningar. De sistnämnda måste därvid särskilt hanteras och deponeras.

4 Åtgärdsutredning

4.1 Genomförande och förutsättningar

Åtgärdsutredningen baseras på de övergripande åtgärdsområden som ställts upp och den platsspecifika riskbedömning som utförts. Syftet är att ta fram sådana åtgärdsalternativ som efter genomförd efterbehandling uppfyller åtgärdsområdena. Denna process sker genom att olika efterbehandlingsmetoder inledningsvis diskuteras, varefter sådana metoder mer ingående studeras, vilka bedöms vara lämpliga för Bohus varv. För de senare redovisas även förutsättningar för genomförande, riskreduktion, efterbehandlingskostnader m m.

I ett andra steg genomförs en *riskvärdering* av de förhållanden som råder och de föreslagna efterbehandlingsmetoderna, med hänsyn till teknik, förväntat resultat, kostnader mm. Hänsyn bör också tas till den oro

människor kan känna trots att efterbehandling genomförts till den nivå som är tillräcklig ur naturvetenskaplig synvinkel.

Riskvärderingen görs lämpligen av miljömyndigheterna och politiskt ansvariga efter förslag från huvudmannen. Riskvärderingsprocessen ska resultera i ett förslag till åtgärder uttryckt som mätbara åtgärds mål. Förslaget bör vara miljömässigt motiverat, ekonomiskt rimligt och ge tillräcklig riskreduktion.

I föreliggande rapport redovisas endast ett underlag inför riskvärderingen.

För att ge förslag till en eller flera lämpliga åtgärder behöver en rad olika aspekter av efterbehandlingen belysas. De förslag på lämplig åtgärder, kostnader, tider m m som lämnas i denna åtgärdsutredning skall bedömas som preliminära. Detta beror t ex på osäkerhet i behandlingsbarhet, tillgång till "rena" massor, osäkerhet i erhållna mottagningskostnader m m , faktorer vilka ej går att fastställa förrän i ett "skarpt" läge och efter eventuella pilotprojekt, genomförd förprojektering o dyl.

En viktig faktor för vissa typer av åtgärder, främst de som kräver återfyllnad med rena massor, inkapsling med tät jord (lera) och eventuellt efterbehandling på annan plats, är det väg- och järnvägsprojekt som berör hela östra sidan av Göta älvdalen. Samordning med detta, t ex vad gäller överskottsmassor (lera), men också vad gäller hantering av förorenade massor (vilka också uppkommer inom väg- och järnvägsprojektet) bedöms kunna medföra såväl resurs- som kostnadsbesparingar.

4.2 Metoder som uppfyller övergripande åtgärds mål

Baserat på områdets framtida markanvändning samt övergripande åtgärds mål bedöms följande metoder inledningsvis vara aktuella att diskutera:

- **Behandling in situ (biologisk)** – Metoden kan eventuellt vara tillämpligt för vissa massor inom delar av området, men påverkar inte metallhalten. Eftersom huvuddelen av massorna inom området innehåller höga metallhalter i kombination med höga halter av organiska ämnen (olja) måste denna metod kombineras med någon annan åtgärd. För höga metallhalter kan även medföra negativa effekter vid en biologisk behandling, d v s jorden kan vara så pass förorenad att den biologiska aktiviteten påverkas negativt. Denna typ av metod är tillståndspliktig och kan vara mycket tidkrävande. Resultatet är också mycket osäkert och svårt att kontrollera.

- **Inkapsling** Övertäckning av förorenade massor utförs för att minimera risken för exponering för människor. Denna metod kan vara aktuell särskilt om riskerna beträffande spridning till recipienten bedöms vara försumbara. I annat fall får inkapslingen även omfatta denna exponeringsväg.
- **Uppgrävning med behandling on site** (t ex jordtvätt och termisk / biologisk behandling) – Metoden går ut på att massorna grävs upp och därefter behandlas på platsen. Områdets placering och storlek lämpar sig för denna typ av efterbehandling, förutsatt att de geotekniska förhållandena medger att större jordvolymmer kan schaktas ur och sedan läggs upp inom området. Eftersom några direkta utbyggnadsplaner på kort sikt, undantaget det nära förestående vägbygget, ej finns för området bedöms inte heller tiden vara något verkligt problem för denna typ av efterbehandling. Behandlingen kan exempelvis bestå av en kombination av jordtvätt för att eliminera metallerna och sedan en termisk behandling för att få bort olja och PAH. Denna typ av verksamhet är tillståndspliktig vilket kan innebära en lång handläggningstid innan efterbehandlingen kan komma igång.
- **Uppgrävning med behandling ex situ** (t ex jordtvätt och termisk / biologisk behandling) – I princip samma förfarande som on-site med den skillnaden att massorna fraktas till en annan plats för efterbehandling.
- **Uppgrävning och deponering av massor** Huvuddelen av de förorenade massorna innehåller både metaller och olje/PAH-föreningar. Om behandling ej genomförs måste massorna deponeras på en för ändamålet godkänd deponi. Deponering kan även bli aktuell av behandlade massor om möjligheter till återfyllnad eller annan återanvändning inte finns när behandlingen är avslutad.

Tänkbara åtgärdsalternativ skulle också kunna omfatta en kombination av några av de ovan nämnda metoderna.

De föreningar som påträffats finns i de relativt ytligt belägna fyllnads-massorna (varierande i mäktighet mellan ca 0,5 och 3,6 m). Uppgrävning av massor bedöms vara praktiskt möjlig till ett inte alltför stort djup, även om vatteninströmning vid schakt på större djup sannolikt kräver någon form av åtgärder.

Med "in situ" menas behandling på plats och med "ex situ" menas att massorna grävs upp och behandlas på annan plats. Med "on site" menas behandling på plats efter att massorna grävts upp, exempelvis jordtvätt eller kompostering.

Inkapsling åtgärder inte själva föroreningskällan, utan påverkar framförallt exponeringsrisker.

I praktiken bedöms en in situ-behandling vara förknippad med stora osäkerheter huruvida det är möjligt att få massorna tillräckligt rena, samt hur man kan verifiera och garantera behandlingsresultaten. Dessutom bedöms föroreningssituationen inom området, med en kombination av höga metall- och oljehalter, vara av sådan karaktär att en in situ-behandling inte är tekniskt genomförbar. Även behandling på annan plats är på grund av massornas beskaffenhet osäker.

Förorenade massor kan deponeras i olika deponier med tillstånd att ta emot jordmassor med det föroreningsinnehåll som föreligger. Jordmassor som bedöms vara behandlingsbara tillåts dock inte deponeras utan föregående behandling enligt avfallsförordningen.

Massorna innehåller bl a inslag av trä, glas och skrot. Utsortering av sådant material kan vara nödvändig innan behandling, beroende på val av åtgärdsalternativ. Krav på sortering kan exempelvis ställas av mottagare av förorenade massor.

Sällning av jordmaterial görs ibland i saneringssammanhang. Föroreningar, särskilt metaller, är ofta bundna till jordens finpartiklar. De grövsta fraktionerna, som block och sten, har sällan några föroreningar bundna till sig. De platsspecifika förutsättningarna inom F d Bohus varv gör dock att denna åtgärd inte bedöms vara relevant att genomföra. Andelen grovt material bedöms vara relativt liten. Dessutom är stora delar av fyllnadsmassorna mer eller mindre indränkta i olja. Grovt material kan därför sannolikt inte återfyllas utan föregående behandling (tvättning eller dyligt), vilket gör att sällning ej bedöms vara intressant att utföra.

4.3 Åtgärdsalternativ och konsekvenser

Nedan presenteras de åtgärdsalternativ som bedöms vara lämpliga att vidare utveckla för F d Bohus varv. En sammanfattning av åtgärdsalternativen, deras positiva och negativa konsekvenser, inklusive kostnader, återfinns i ***bilaga 1 till detta dokument***.

4.3.1 Alternativ A – Nollalternativ

Föreslagna åtgärder

Inga åtgärder vidtas inom området, markanvändningen samt områdets utseende i övrigt fortsätter att vara precis som det är idag.

Konsekvenser

- Inom området kommer stora volymer förorenade massor att finnas kvar, med mycket stor föroreningspotential. Höga föroreningshalter (metaller) förekommer ytligt, så risker vid inandning av damm, intag av jord och hudkontakt föreligger vid långtidsexponering. Området är dock inhägnat och relativt otillgängligt, vilket bedöms innebära att enbart ett fåtal människor under begränsad tid vistas inom området.
- Läckage till grundvattnet, och vidare spridning till recipienten, fortsätter på lång sikt så länge inte föroreningskällan åtgärdas. Undersökningsresultaten tyder dock på att endast relativt små mängder av metaller och olja löses i grundvattnet och sprids. Utspädningen i recipienten är mycket stor, och påverkan bedöms därmed på kort sikt vara liten.
- Risk för skred föreligger generellt sett längs Göta älv. Om ett skred inträffar kan förorenade massor komma ut i recipienten. Området ligger uppströms Göteborgs stads råvattenintag så ett skred skulle, beroende på dess omfattning, kunna innebära allvarliga konsekvenser för dricksvattenförsörjningen. Om ett skred utlöses uppströms i älven, kan detta i värsta fall även orsaka följskred längre ner älvens dalgång.
- Med tanke på förutspådda klimatförändringar på lång sikt kan nederbördsmängderna öka, liksom flöden i vattendragen. Detta skulle sannolikt få till följd att erosionen av området accelererar och urlakningen, sett till mängd förorening, ökar. Andra förändringar med långa tidsförlopp, t ex landhöjningen, kan komma att påverka stabilitetsförhållandena inom skredkänsliga områden.
- Människor kan känna oro vid vetskap om att kraftigt förorenade massor lämnas kvar inom området utan att några åtgärder vidtas. Frågor som kan komma att ställas kan vara;
 - Kan jag vistas inom området under min arbetstid utan att påverkas på ett negativt sätt?
 - Kan jag äta fisk som fångas nedströms?
 - Vad händer om mitt barn kommer i kontakt med marken inom området?
- Vid alla markarbeten, såsom schaktning, måste föroreningsinnehållet beaktas och risken för spridning av föroreningar utredas. Detta gäller exempelvis den kommande vägbyggnationen men även

eventuell framtida nyexploatering av industrier/kontor inom det detaljplanelagda industriområdet.

- Förorenade massor finns inom området och därmed ska alla markarbeten föregås av en kontakt med tillsynsmyndigheten, Miljö- och byggförvaltningen i Ale kommun, för att avgöra om en anmälan om efterbehandling enligt miljöbalken skall lämnas in eller ej.
- Markekosystemet inom området är sannolikt redan idag kraftigt påverkade av markekosystemet. Ett nollalternativ innebär inga förändringar.

4.3.2 Alternativ B – Stabilitetsåtgärder m m

Föreslagna åtgärder

Inga massor grävs upp eller efterbehandlas. Stabilitetshöjande åtgärder vidtas inom delar av området för att minska sannolikheten för skred. Detta gäller särskilt för den centrala och den norra delen av området.

För att minska föroreningsspridningen till Göta Älv utförs även erosionskydd och eventuellt en tätning av strandkanten, för att minska utläckage av föroreningar.

För att minska risken för att människor exponeras för de kvarlämnade föroreningarna beläggs markanvändningen inom området med restriktioner. Exempelvis kan krav ställas på att området även fortsättningsvis ska vara inhägnat, att varningsskyltar sätts upp och att byggnader inte får anläggas med källare, för att därigenom minimera framtida schaktarbeten.

Konsekvenser:

- Föroreningspotentialen åtgärdas inte – däremot minskar exponeringsförutsättningar och spridningsrisker .
- Risken för skred elimineras inte, men minskar. Fortsatt risk finns därför för spridning av föroreningar genom skred, eftersom föroreningarna lämnas kvar.
- Nuvarande spridning av föroreningar till Göta älv genom erosion minskar. Underhåll och kontroll av erosionskyddet kommer att krävas för att verifiera funktionen.

- Vetskapen om att kraftigt förorenade massor ligger kvar inom området kan kännas störande, särskilt om inhägnader, varningsskyltar och restriktioner i markanvändningen blir aktuella.
- Åtgärder av denna typ blir relativt billiga, jämfört med alternativ där föroreningarna avlägsnas.
- Alla eventuella framtida ”ingrepp”, tex schakt för byggnation eller ledningar innebär schaktarbeten i förorenade massor.
- Om stödfyllnad ska göras i älven för att förbättra stabiliteten krävs sannolikt tillstånd enligt Miljöbalken, vilket innebär kostnader för detta liksom att denna process normalt är tidskrävande.
- Samråd med SGI, som har ett övergripande ansvar för geotekniska frågor i Göta älvs dalgång, krävs för alla åtgärder som på något sätt kan påverka stabiliteten nära älven.

4.3.3 Alternativ C – Inkapsling av massor

Föreslagna åtgärder

Inga massor grävs upp eller efterbehandlas. För att eliminera riskerna för att människor kommer i kontakt med de ytligt belägna förorenade massorna kapslas dessa in med ett tätskikt, tex ett lerlager. Tätskiktet kan i sin tur täckas med tillförd mulljord som möjliggör plantering av gräsytor eller liknande.

Tätskiktets totala mäktighet bör inte underskrida 0,7 meter för att i tillräcklig grad minimera risken för att människor exponeras för de underliggande massorna. En avskärmande geotextil eller dylikt, möjligtvis i avvikande färg, kan läggas under leran för att tydliggöra gränsen mellan rena och förorenade massor.

Geotekniska utredningar krävs avseende utförande av tätskikt, t ex tillåten mäktighet av täckmassor och behov av stabilitetshöjande åtgärder. Anläggning av dräneringssystem kan bli nödvändigt.

Dagvatten omhändertas och leds ut i älven. Tätade diken anläggs väster om området, ut mot järnvägen, för att undvika att dag- och grundvatten från vägområdet rinner igenom de förorenade massorna. Erosionsförebyggande åtgärder vidtas. En tätning av strandkanten, t ex genom en lerskärm ut mot älven, bör göras för att minska utläckage av föroreningar.

Detta förhindrar också att älven påverkar grundvattennivån, vilket skulle kunna leda till upptryckning.

Konsekvenser:

- Föroreningspotentialen förändras inte, däremot minskar exponeringsförutsättningarna och spridningsrisken.
- Risken för skred elimineras inte, men minskar, förutsatt att stabilitetsförbättrande åtgärder vidtas, kopplade till vald inkapsling. Fortsatt risk finns därför för spridning av föroreningar genom skred, eftersom föroreningarna lämnas kvar.
- Funktionen hos tätskikt kan påverkas med tiden. Eventuellt kan kontroll detta komma att krävas med vissa intervall.
- Denna typ av åtgärder kan bemötas med skepsis från myndigheter och samhället i övrigt. Vetskapen om att kraftigt förorenade massor ligger kvar inom området kan kännas störande.
- Eventuella framtida "ingrepp", tex schakt för byggnation eller ledningar, innebär att det tätande lagret kan skadas och inkapslingen därmed påverkas.
- Massorna innehåller ställvis relativt mycket trärester, sågspån o dyl. Risk föreligger att t ex sättningar kan uppstå, som t ex skadar tätskiktet.
- Om stödfyllnad ska göras i älven för att förbättra stabiliteten kan tillstånd enligt Miljöbalken komma att krävas, vilket medför kostnader och är tidskrävande
- Samråd med SGI, som har ett övergripande ansvar för geotekniska frågor i Göta älvs dalgång, krävs för alla åtgärder som på något sätt kan påverka stabiliteten nära älven.
- Förorenade massor finns inom området och därmed ska alla markarbeten föregås av en kontakt med tillsynsmyndigheten, Miljö- och byggförvaltningen i Ale kommun, för att avgöra om en anmälan om efterbehandling enligt miljöbalken skall lämnas in eller ej.

4.3.4 Alternativ D – Urgrävning av ytliga massor

Föreslagna åtgärder:

De ytligt belägna massorna (0-0,7 m under dagens markyta) schaktas upp och transporteras till extern efterbehandling/deponering. Massor på större djup lämnas kvar. För att undvika stabilitetsproblem och spridning av föroreningar ut i älven i samband med schaktning föreslås att en jordrensa med ca 10 meters bredd närmast älven kvarlämnas.

För att minska föroreningsspridningen till Göta Älv utförs erosionsskydd och en tätning av strandkanten, t ex genom en lerskärm ut mot älven, för att minska utläckage av föroreningar. Stabilitetshöjande åtgärder vidtas inom delar av området för att minska skredrisken ytterligare. Detta gäller särskilt i den centrala och norra delen av området.

De avlägsnade massorna ersätts med tillförda externa massor. Dessa bör inte innehålla föroreningshalter som överskrider MKM-nivå.

Konsekvenser:

- Uppskattningsvis avlägsnas ca 40% av de förorenade massorna, dock uteslutande de ytligt belägna. Detta medför en riskreduktion, både för människor som vistas inom området och för Göta älv.
- Möjligheterna för framtida markanvändning förbättras något eftersom sannolikheten minskar för att människor som vistas inom området kommer i kontakt med förorenade massor.
- Läckage till älven kommer även fortsättningsvis att ske men i något mindre omfattning än i dagsläget. Detta beror dels på att en del massor elimineras och dels på att erosionsskydd m m anläggs.
- Risken för spridning av kvarlämnade föroreningar genom skred minskas, eftersom stabilitetshöjande åtgärder utförs, men den elimineras inte.
- Arbeten med stabilitetshöjande åtgärder och erosionsskydd, liksom själva saneringsarbetet medför i sig själva risk för spridning av föroreningar till Göta älv, t ex genom hantering av förorenade massor och genom ökad risk för skred (tung arbetsmaskiner, massupplag m m). Detta måste beaktas vid planering och projektering och skyddsåtgärder vidtas.

- Samråd med SGI, som har ett övergripande ansvar för geotekniska frågor i Göta älvs dalgång, krävs för alla åtgärder som på något sätt kan påverka stabiliteten nära älven. Eftersom detta åtgärdsalternativ bland annat innebär vissa schakt- och återfyllnadsarbeten ska samråd ske.
- Schaktarbeten medför att försiktighetsåtgärder måste vidtas för att minimera buller, damning etc. Hantering av länshållningsvatten kommer sannolikt att krävas eftersom grundvattenytan ligger nära markytan. Detta kan vara årstidsberoende. Pilotförsök/förprojektering kan komma att krävas för denna typ av arbete.
- Detta åtgärdsalternativ innebär omfattande transporter. Massorna ska transporteras från området till en behandlingsanläggning eller deponi. I dagsläget finns ingen mottagare av den typ av massor som påträffats i närområdet utan transporterna kan bli långa. Dessutom måste massorna ersättas med andra massor. Transporterna innebär stor förbrukning av drivmedel.
- Om borttransport ska ske med pråm finns risker för att förorenade massor sprids till älven, i samband med att massorna ska tas ombord. Detta kräver sannolikt anläggande av utlastningskaj, särskilda skyddsåtgärder m m. Särskild studie krävs också avseende vattendjup, djupgående hos pråmar, deras krav på manöverutrymme o dyl.
- Förorenade massor finns inom området och därmed ska alla markarbeten föregås av en kontakt med tillsynsmyndigheten, Miljö- och byggförvaltningen i Ale kommun, för att avgöra om en anmälan om efterbehandling enligt miljöbalken skall lämnas in eller ej.

4.3.5 Alternativ E - Större sanering, off site-behandling/deponering

Föreslagna åtgärder:

Massorna schaktas upp och transporteras bort från platsen. Alternativen för efterbehandling kan vara jordtvätt, termisk eller elektrisk behandling etc på annan plats, alternativt deponering. Behandlade massor (renade till förslagsvis MKM-nivåer) kan antingen återföras till området eller deponeras, alternativt återanvändas på annan plats.

Utsortering av material såsom trä och skrot kan vara nödvändig innan själva behandlingen kan genomföras. Dessa material måste omhändertas på annat sätt eftersom de inte bör återfyllas. Sortering kan antingen ske på

plats, vilket kan vara tillståndspliktig verksamhet, alternativt eventuellt ske hos mottagaren av massorna (vilket medför ett ökat transportarbete).

För att undvika stabilitetsproblem och spridning av föroreningar ut i älven i samband med schaktning föreslås att en jordrensa med ca 10 meters bredd lämnas kvar närmast älven. Arbetet bedrivs som successiv urschaktning och återfyllnad.

Konsekvenser:

- I princip elimineras de risker som finns förknippade med föroreningarna – allt renas till acceptabla nivåer. Undantaget utgör den kvarlämnade jordremsan ut mot Göta älv. Beräkningar ger att ca 90% av föroreningarna avlägsnas.
- Möjligheterna för framtida markanvändning blir goda då området blir färdigsanerat. Stor riskreduktion om allt grävs bort. Om massor lämnas, tex i en stödrensa ut mot älven enligt ovan föreligger fortfarande läckage till älven men i betydligt mindre omfattning än i dagsläget.
- Det kan bli tekniskt svårt att hantera schakter, särskilt under grundvattenytan. Medelmäktigheten hos fyllnadsmassor är 1,7 m, största påträffade mäktigheten är 3,6 m och grundvattennivån ligger vanligen ca 0,5 – 1 m under markytan. Eftersom massorna till stor del ligger under sistnämnda nivåer, innebär detta schaktning under grundvattenytan, samtidigt som inträngande vatten, ställvis i större mängd, är aktuellt. Begränsning av mängd inträngande vatten (tätning), dräneringsåtgärder, liksom hantering av länshållningsvatten är därför aktuellt och måste utredas. Pilotprojekt/förprojektering krävs sannolikt för att undersöka lämplig metodik.
- Detta åtgärdsalternativ innebär mycket omfattande transporter. Massorna ska transporteras från området till en behandlingsanläggning eller deponi. I dagsläget finns ingen mottagare av den typ av massor som påträffats i närområdet utan transportererna kan bli långa. Dessutom måste massorna antingen återföras efter rening eller ersättas med andra massor. Transporterna innebär stor förbrukning av drivmedel och därmed emissioner till luft..
- Om borttransport ska ske med pråm finns risker för att förorenade massor sprids till älven, i samband med att massorna ska tas ombord. Detta kräver sannolikt anläggande av utlastningskaj, särskilda skyddsåtgärder m m. Särskild studie krävs också

avseende vattendjup, djupgående hos prämar, deras krav på manöverutrymme o dyl.

- Arbeten med stabilitetshöjande åtgärder och erosionsskydd, liksom själva saneringsarbetet medför i sig själva risk för spridning av föroreningar till Göta älv, t ex genom hantering av förorenade massor och genom ökad risk för skred (tung arbetsmaskiner, massupplag m m). Detta måste beaktas vid planering och projektering och skyddsåtgärder vidtas.
- Samråd med SGI, som har ett övergripande ansvar för geotekniska frågor i Göta älvs dalgång, krävs för alla åtgärder som på något sätt kan påverka stabiliteten nära älven. Eftersom detta åtgärdsalternativ innebär omfattande schakt- och återfyllnadsarbeten ska samråd ske.
- Vid eventuell termisk efterbehandling sker stora emissioner till luft.
- Omfattande schaktarbeten medför att försiktighetsåtgärder måste vidtas för att minimera buller, damning etc. Transporterna kan skapa olägenheter för boende i närområdet.
- Sannolikt en mycket snabbare process än alternativ F. Sortering av materialet på plats kan dock vara att betrakta som tillståndspliktig verksamhet om verksamheten omfattar större volymer. Ansökan och tillståndsprövning är en tidkrävande process.
- Alternativet medför omfattande kostnader, men resultatet är relativt sett enkelt att säkerställa och verifiera.

4.3.6 Alternativ F – Större sanering, on site-behandling

Föreslagna åtgärder:

Massorna schaktas upp och behandlas därefter på plats i två steg: 1) med mobil jordtvätt och 2) mobil termisk behandlingsanläggning (olja, PAH, andra organiska föreningar). I vilken ordning behandlingen kan ske avgörs förs efter att ett pilotprojekt genomförs.

Behandlade massor (till nivåer enligt kommande mätbara åtgärdskrav) används sedan för återfyllnad inom området. Om det eventuellt skulle uppstå ett behov av att tillföra externa massor rekommenderas att dessa inte innehåller föroreningshalter som överskrider MKM-nivå.

Utsortering av material såsom trä och skrot kan vara nödvändig innan själva behandlingen kan genomföras. Dessa material måste omhändertas på annat sätt, eftersom de inte bör återfyllas.

För att undvika stabilitetsproblem och spridning av föroreningar ut i älven i samband med schaktning föreslås att en jordremsa med ca 10 meters bredd lämnas kvar närmast älven.

Konsekvenser:

- I princip elimineras de risker som finns förknippade med föroreningarna – allt renas till acceptabla nivåer. Undantaget utgör den kvarlämnade jordremsan ut mot Göta älv. Beräkningar ger att ca 90% av massorna avlägsnas.
- Möjligheterna för framtida markanvändning är goda – området är färdigsanerat när efterbehandlingen har avslutats. En total riskreduktion erhålles om allt grävs bort. Om massor lämnas, tex i en stödremsa ut mot älven enligt ovan, föreligger fortfarande läckage till älven men i betydligt mindre omfattning än i dagsläget.
- För att säkerställa om massor är behandlingsbara, d v s metodens genomförbarhet, måste försök i pilotskala genomföras. Mindre volymer kan även skickas till extern mottagare, som genomför motsvarande efterbehandlingsförsök på massorna. Massornas behandlingsbarhet är osäkra, dels beroende på kombinationen av föroreningar, dels t ex på inslaget av organiskt material.
- Det är oklart om det går att använda en jordtvätt på kraftigt oljepåverkade massor. Detta måste testas innan metoden eventuellt väljs.
- Jordtvätt bygger på att metallföroreningarna är bundna till finmaterialet – det är inte alltid självklart att så är fallet. Exempelvis kan massorna innehålla en del blästersand och slagg i grövre fraktioner. Metoder finns för att på elektrisk väg driva ut metaller men det är oklart om mobila anläggningar för denna efterbehandlingsmetod finns att tillgå.
- Det kan vara svårt att få tillstånd för on site-behandlingar – detta kan innebära en tidskrävande process. Tidplanen för sanering av Bohus varv medger möjligen inte detta alternativ.

- Det kan bli tekniskt svårt att hantera schakter, särskilt under grundvattenytan. Medelmäktigheten hos fyllnadsmassor är 1,7 m, största påträffade mäktigheten är 3,6 m och grundvattennivån ligger vanligen ca 0,5 – 1 m under markytan. Eftersom massorna till stor del ligger under sistnämnda nivåer, innebär detta schaktning under grundvattenytan, samtidigt som inträngande vatten, ställvis i större mängd, är aktuellt. Begränsning av mängd inträngande vatten (tätning), dräneringsåtgärder, liksom hantering av länshållningsvatten är därför aktuellt och måste utredas. Pilotprojekt/förprojektering krävs sannolikt för att undersöka lämplig metodik.
- Arbeten med stabilitetshöjande åtgärder och erosionsskydd, liksom själva saneringsarbetet medför i sig själva risk för spridning av föroreningar till Göta älv, t ex genom hantering av förorenade massor och genom ökad risk för skred (tung arbetsmaskiner, massupplag m m). Detta måste beaktas vid planering och projektering och skyddsåtgärder vidtas.
- Samråd med SGI, som har ett övergripande ansvar för geotekniska frågor i Göta älvs dalgång, krävs för alla åtgärder som på något sätt kan påverka stabiliteten nära älven.
- Området är en relativt lämplig plats för detta ändamål om det ur stabilitetssynpunkt är möjligt att hantera stora volymer massor. Eftersom större delen av området omfattas av saneringen kommer dock den mobila anläggningen att behöva flyttas runt inom området under arbetets gång. Däremot kommer tidsåtgången för att behandla den stora volymen massor att vara mycket omfattande.
- Resultaten kan relativt enkelt verifieras genom systematiserad provtagning av jorden innan den återförs. De praktiska möjligheterna att genomföra behandlingen är dock att bedöma som mycket osäker.
- Stor förbrukning av drivmedel vid schakt, transporter och behandling – stora emissioner till luft, särskilt från förbränningsanläggningar.
- Omfattande schaktarbeten medför att försiktighetsåtgärder måste vidtas för att minimera buller, damning etc.
- Eftersom två typer av efterbehandlingsanläggningar kommer att krävas bedöms metoden bli kostsam räknat per ton efterbehandlade massor.

5 Kostnadsbedömning

5.1 Allmänt

De kostnader som anges nedan är enbart sådana kostnader som bedöms uppkomma för efterbehandlingen av de förorenade massor som finns inom området, baserat på ovan angivna åtgärdsförslag.

Kostnader för rivning av de byggnader som finns inom den del av området som berörs av vägbyggnation är inte med i denna beräkning. Däremot inkluderar bedömningarna kostnaderna för sanering av marken under de befintliga byggnaderna.

Kostnader för geotekniska åtgärder har tagits med i denna beräkning om de bedöms vara nödvändiga för utförandet av själva saneringen. Vid befintliga förhållanden (nollalternativ) har antagandet gjorts att några stabilitetshöjande åtgärder inte utförs.

5.2 Osäkerhet i bedömningarna

Många antaganden utförs vid en kostnadsbedömning. Ingående parametrar kan komma att förändras med tiden, varvid kalkylerna påverkas.

En osäkerhet är de kostnader som använts avseende transport och mottagning av förorenade massor för efterbehandling eller deponering. Kostnaderna är starkt marknadsberoende och kan därmed vara helt andra om t ex ett år, jämfört med idag. Förhandlingar i ett "skarpt läge" brukar vanligtvis ge lägre pris än det som erhålls vid en allmän förfrågan.

Villkoren för omhändertagarna av förorenad massor, med avseende på vilka volymer och typer av massor som mottagare får ta emot på respektive anläggning, kan också ha förändrats när det blir aktuellt att transportera bort massor. Detta bedöms dock vara mindre sannolikt.

Hantering och rening av länshållningsvatten kan komma att bli omfattande och därmed kostnadskrävande, eftersom schakt under grundvattenytan för flera av alternativen kommer att behöva utföras i ett område nära Göta älv. Vilken kapacitet som behövs på reningsanläggningen påverkar kostnaderna för utrustning såsom pumpar, filter etc men även för drift och underhåll. Kapaciteten är starkt beroende av hur schakten utformas, vilken tid på året den görs mm. Någon hänsyn till sådana faktorer har ej tagits vid kostnadsbedömningen (se även under förutsättningar nedan).

Projekteringskostnaderna för det alternativ där täckning/inkapsling utförs är att betrakta som mycket preliminär. Kostnaden är beroende av vilken täckningsklass som väljs. Området är ingen deponi, men eftersom det material som ligger inom området har visat sig innehålla mycket stora mängder föroreningar bör en diskussion om kraven på ett tätande skikt tas upp med berörda myndigheter.

För varje åtgärdsalternativ har en "mest sannolik kostnad" redovisats, samt ett osäkerhetsintervall med min- och maxvärde. Den osäkerhet som slår kraftigast är mottagnings- och efterbehandlingskostnader, enligt ovan, därefter kommer fel i uppskattade volymer. Osäkerhetsintervallet är en preliminär bedömning, baserat på de förutsättningar som vi känner till idag.

5.3 Förutsättningar

Som grund för beräkningarna har följande förutsättningar antagits:

- Samtliga kostnader orsakas av åtgärder som görs av saneringsskäl. Kostnader för rivning av byggnader ingår inte då detta inte bedöms vara en saneringsåtgärd.
- 1 m³ urschaktat material (fast volym) har antagits motsvara 1,7 ton. Och medelmåktigheten av fyllnadsmassor har antagits till 1,7 m inom hela området.
- Vid schakt (avser alternativ D, E och F enligt nedan) förutsätts att en ca 10m bred remsa närmast Göta älv lämnas orörd.
- Hanteringen av de massor som EKA mellanlagrar inom området har inte medräknats i kostnadsbedömningen.
- Massor (lera) för återfyllnad/täckning antas erhållas kostnadsfritt från väg- och järnvägsprojektet

5.4 Underlag för kostnadsbedömning, enhetspriser

Nedan, **tabell 5.1**, redovisas de ungefärliga uppgifter som använts avseende schaktarbeten, transporter, utsortering av skrot omhändertagande av förorenade massor, återfyllnad etc.

Priserna är angivna i svenska kronor exklusive moms. Observera att det är ungefärliga kostnader. Mer exakta uppgift kan erhållas först i samband med att en "riktig" förfrågan görs då en efterbehandlingsåtgärd blir aktuellt. Ofta avgör dagspris och exempelvis utrymme på respektive mottagnings-

anläggning priset. Den största osäkerheten i angivna kostnader är just kostnader för mottagning och behandling av förorenade massor samt erforderliga entreprenadarbeten.

För de massor som blir aktuella att ta bort från området finns flera möjliga anläggningar för efterbehandling och/eller deponering. För denna kostnadsbedömning har två aktörer tillfrågats. Observera att priserna baseras på att en mottagare får omhänderta samtliga förorenade massor från området.

Någon mottagningsanläggning finns i dagsläget inte i närområdet, vilket gör att båda de angivna alternativen innebär långa transporter. För att minimera miljöpåverkan från transporterna rekommenderas att relativt miljövänliga transportsätt, som tåg eller båt, används.

Vad gäller kostnader för on site-behandlingsmetoder är dessa att betrakta som särskilt osäkra. Tester avseende huruvida metoderna över huvud taget är möjliga att genomföra på den aktuella typen av massor måste göras innan några kostnader kan bedömas på ett mer tillförlitligt sätt.

I priserna ingår mottagnings- eller behandlingskostnad samt kostnad för transport från f d Bohus varv till respektive anläggning.

För alternativet NOAH avses transport med båt till Langøya i Norge. Massorna används där till utfyllnad utan föregående behandling. Eftersom transport sker med båt måste massorna först forslas till en lämplig kajplats, vilket enligt uppgift finns exempelvis i Surte. Eventuella avgifter för nyttjandet av kajen har ej räknats med i kostnadsbedömningen. Ett alternativ till detta kan vara att anlägga en provisorisk lastningsramp så att tex pråmar kan lägga till direkt vid Bohus varv. Detta alternativ har inte kostnadsbedömts. För transport från Bohus varv till kaj i Surte har en kostnad på **50 kr/ton** antagits. Detta ingår i det beräknade priset i tabellen ovan.

Transport av massor till NOAH kräver exporttillstånd. Beroende på innehållet av kvicksilver, är ett sådant tillstånd inte självklart, även om haltkriterierna uppfylls. I det fall detta mottagningsalternativ faller bort, medför andra mottagningsalternativ (kraftigt) ökade kostnader.

För alternativet RGS 90 transporteras massorna på väg med lastbil till Norrköping. Alternativ med båttransport går enligt uppgift att få fram om det efterfrågas, men på grund av anläggningens läge bedöms detta inte vara praktiskt eftersom omlastning skulle krävas vid flera tillfällen.

Tabell 5.1 Enhetspriser använda som grund för kostnadsuppskattningen, Bohus varv. En kubikmeter massor har antagits väga 1,8 ton.

Aktivitet	Pris (kr/m ³)	Kommentar
Schakt inkl transport inom området	75	
Stödfyllnad	300	
Sortering	75	Utförs för att rensa ut tex skrot och trä från massorna innan behandling eller borttransport
Utläggning av geotextil	50	Priset avser m ²
Mottagningskostnad inkl transport med båt, NOAH (Langøja, Norge)	800	Transport till närbelägen utskeppningskaj ingår i priset
Mottagningskostnad inkl transport med lastbil, RGS 90 (Norrköping)	1350	
Termisk behandling	1800	Avser behandling på plats
Jordtvätt	1800	Avser behandling på plats
Ersättningsmassor inkl transport	100	Detta alternativ förutsätter gratis överskottsmassor från närbeläget väg- eller järnvägsbygge.
Utläggning av återfyllnadsmassor	50	

Andra transportalternativ, exempelvis på järnväg, kan sannolikt ordnas om så skulle önskas men har inte utretts i detta skede.

5.5 Kostnader, alternativ A (nollalternativ)

För alternativ A, d v s nollalternativet då inga åtgärder vidtas, uppkommer inga omedelbara kostnader för sanering. Alla eventuella framtida markarbeten inom området är dock att betrakta som anmälningspliktig verksamhet, vilket medför kostnader liksom masshantering vid eventuell schakt.

5.6 Kostnader, alternativ B (stabilitetsåtgärder m m)

En översiktlig bedömning av de kostnader som uppkommer i samband med efterbehandling enligt alternativ B redovisas nedan i **tabell 5.2**.

Tabell 5.2 Efterbehandlingskostnader enligt alternativ B.

Aktivitet	Bedömd volym/mängd	Uppskattad kostnad
Projektering och förfrågningsunderlag		0,3 Mkr
Framtagande av restriktioner för markanvändning		0,2 Mkr
Stabilitetshöjande åtgärder + erosionsskydd mot älven + tillståndsansökan		1,5 -2 Mkr
Kontrollprogram och uppföljning		0,3 Mkr
Osäkerhet i bedömningen, påslag ca10 %		0,3 Mkr
Mest sannolik kostnad och bedömt intervall		Ca 3 Mkr, (2 – 4 Mkr)

5.7 Kostnader, alternativ C (inkapsling av massor)

En översiktlig bedömning av de kostnader som uppkommer i samband med efterbehandling enligt alternativ C redovisas nedan i **tabell 5.3**.

Tabell 5.3 Efterbehandlingskostnader enligt alternativ C.

Aktivitet	Bedömd volym/mängd	Uppskattad kostnad
Projektering och förfrågningsunderlag		0,5 Mkr
Avgränsande duk, geotextil	40 000 m ²	1 Mkr
Tätande lerskikt (0,5m)	20 000 m ³	
-kostnad för massor		0 Mkr
-transport		2 Mkr
-utläggning		1 Mkr
Anläggning av dräneringar, diken, tätning etc		1,5 Mkr
Justering av strandlinje, utfyllnad av bassäng m m		1 Mkr
Täckande mulljordsskikt (0,2m)	8 000 m ³	0,8 Mkr
Stabilitetshöjande åtgärder (inkl geoteknisk utredning) + erosionsskydd mot älven + tillståndsansökan		1,5 - 2 Mkr
Kontrollprogram och uppföljning		0,3 Mkr
Osäkerhet i bedömningen, påslag ca 10 %		1 Mkr
Mest sannolik kostnad och bedömt intervall		Ca 10 Mkr (8 – 12 Mkr)

ra01s 2000-03-30

5.8 Kostnader, alternativ D (urgrävning av ytliga massor)

En översiktlig bedömning av de kostnader som uppkommer i samband med efterbehandling enligt alternativ D redovisas nedan i **tabell 5.4**.

Tabell 5.4 Efterbehandlingskostnader enligt alternativ D.

Aktivitet	Bedömd volym/mängd	Uppskattad kostnad
Ev. förprojektering, förfrågningsunderlag, upphandling		0,5 Mkr
Uppgrävning och lastning	35 000 m ³	1 Mkr
Omhändertagande inkl transport	35 000 m ³	
-Alt 1: NOAH		30 Mkr
-Alt 2 RGS 90		50 Mkr
Stabilitetshöjande åtgärder + erosionsskydd mot älven + tillståndsansökan		1,5 - 2 Mkr
Justering av strandlinje, utfyllnad av bassäng m m		1 Mkr
Hantering av länshållningsvatten		0,3 Mkr
Ersättningsmassor inkl transport, utläggning och packning	35 000 m ³	5-6 Mkr
Miljökontroll, dokumentation, slutredovisning etc		0,5 Mkr
Osäkerhet i bedömningen, påslag 10 %		4 Mkr
Mest sannolik kostnad och bedömt intervall		Alt D1: Ca 45 Mkr (35-55 Mkr) Alt D2: Ca 65 Mkr (55-75 Mkr)

5.9 Kostnader, alternativ E (off site-behandling/deponering)

En översiktlig bedömning av de kostnader som uppkommer i samband med efterbehandling enligt alternativ E redovisas nedan i **tabell 5.5**.

Tabell 5.5 Efterbehandlingskostnader enligt alternativ E.

Aktivitet	Bedömd volym/mängd	Uppskattad kostnad
Förprojektering/pilotförsök (schakt, dränering m m)		0,5 Mkr
Förfrågningsunderlag, upphandling		0,2 Mkr
Uppgrävning och lastning	80 000 m ³	2,5 Mkr
Omhändertagande inkl transport	80 000 m ³	
-Alt E1: NOAH		60 Mkr
-Alt E2 RGS 90		110 Mkr
Justering av strandlinje, utfyllnad av bassäng m m		1 Mkr
Stabilitetshöjande åtgärder + erosionsskydd mot älven + tillståndsansökan		1,5 - 2 Mkr
Hantering av länshållningsvatten	-	1 Mkr
Ersättningsmassor; transport, utläggning och packning	80 000 m ³	12 Mkr
Miljökontroll, dokumentation, slutredovisning etc		0,5 Mkr
Osäkerhet i bedömningen, påslag 10 %		8 - 13
Mest sannolik kostnad och bedömt intervall		Alt E1: Ca 85 Mkr (75-95 Mkr) Alt E2: Ca 140 Mkr (120-160 Mkr)

5.10 Kostnader, alternativ F (on site-behandling)

En översiktlig bedömning av de kostnader som uppkommer i samband med efterbehandling enligt alternativ F redovisas nedan i **tabell 5.6**.

Tabell 5.6 Efterbehandlingskostnader enligt alternativ F.

Aktivitet	Bedömd volym/mängd	Uppskattad kostnad
Pilotförsök, behandling av förorenade massor	100 m ³	0,3 Mkr
Förprojektering/pilotförsök (schakt/dränering)		0,5 Mkr
Tillståndsansökan		0,3 Mkr
Förfrågningsunderlag, upphandling		0,3 Mkr
Schaktarbeten		
-uppgrävning	80 000 m ³	3 Mkr
-återfyllning, inkl packning	80 000 m ³	4 Mkr
Stabilitetshöjande åtgärder + erosionsskydd mot älven + tillståndsansökan		1,5 – 2 Mkr
Justering av strandlinje, utfyllnad av bassäng m m		1 Mkr
Utsortering av skrot etc	40 000 m ³	2 Mkr
Transporter inom området (dumper)	160 000 m ³	0,8 Mkr
Efterbehandling, termisk	30 000 m ³	54 Mkr
Efterbehandling, mekanisk (jordtvätt)	80 000 m ³	144 Mkr
Hantering av länshållningsvatten		1 Mkr
Provtagning för verifiering av resultat	1 prov/500 m ³	0,3 Mkr
Miljökontroll, dokumentation, slutredovisning		0,5 Mkr
Osäkerhet i bedömningen, påslag 10 %		20 Mkr
Total: Mest sannolik kostnad och bedömt intervall		Ca 230 Mkr (200-300 Mkr)

6 Krav på tillstånd och tidsåtgång för aktiviteter

En bedömning av tidsåtgång för genomförande av föreslagna åtgärder lämnas nedan i **tabell 6.1**. Tiderna kommer dock att styras framförallt av vilket alternativ som väljs, men också av myndighetsbeslut avseende de anmälningar och eventuella tillstånd som åtgärderna kräver. Anpassning till väg-järnvägsprojektet, vilket i sig möjliggör olika samordningsfördelar, kan påverka tidplaner för de olika åtgärderna. Arbeten kräver sannolik också anpassning till lämplig årstid (hänsyn till bl a vattennivåer i Göta älv).

Generellt sett är efterbehandling av förorenade områden anmälningspliktig verksamhet enligt 28 § i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899). Om de föreslagna åtgärderna kräver någon form av arbete i vatten, är detta sannolikt tillståndspliktigt enligt Miljöbalken. Utförande av stabilitetshöjande och erosionsskyddande åtgärder är exempel på sådana åtgärder. Behandling på plats och sortering av större mängder kan också vara tillståndspliktig verksamhet.

Om verksamheten enbart kräver anmälan innebär detta att kommunen kommer att ha tillsynsansvar över de åtgärder som vidtas. Kommunen kommer även att vara huvudman för efterbehandlingen.

Tabell 6.1 Tidsåtgång för genomförande av aktiviteter

Aktivitet	Omfattning
Ansökan och beslut om finansiering, Lst och NV	1 – 2 månader
Tekniskt underlag för prövning enligt miljöbalken	Ca 3 månader
Prövning enligt miljöbalken	Ca 6 månader - 1 år
Övriga kompletterande utredningar (geoteknik, ev andra)	1-2 månader
Pilotförsök, förprojektering (krävs för vissa alternativ)	1-2 månader
Projektering	2 månader
Anmälan om efterbehandling* + kontrollprogram	1 månad
Upphandling av entreprenad och av omhändertagande av förorenade massor	1-2 månader
Entreprenadarbeten (beror på alternativ), OBS ej "on site"-alternativ	1-4 (?) månader
Miljökontroll	1-4 månader

* Anmälan skall vara tillsynsmyndigheten tillhanda senast 6 veckor innan planerad arbetsstart.