

# Luleå kommun

## Huvudstudie Karlshäll

### 2007:01 Riskvärdering



**Luleå kommun**

**SLUTRAPPORT**

**2009-03-04**

## FÖRORD

Luleå kommun har genomfört en huvudstudie av de områden som förorenats med kvicksilver av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassfabrik i Karlshäll, vid Notviken i Luleå. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Huvudstudien har genomförts under perioden 2006-2008 med syfte att undersöka förekomst, metylering, spridning och spridningsvägar för kvicksilver, utreda nuvarande och tänkbara framtida risker för hälsa och miljö samt utreda möjligheterna att minska miljöbelastningen från de områden som förorenats av verksamheten.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Roland Eriksson, Tekniska förvaltningen, Mats-Åke Bygdemark, Miljökontoret, samt Anders Dahlstål/ Gunilla Selin Stadsbyggnadskontoret. Projektchef har varit Michael Öhman, projektledare Jeanette Lestander (Tekniska förvaltningen). I arbetsgruppen har även Sofia Linder/Sven Flodström, Miljökontoret samt Lisbeth Almqvist, Tekniska förvaltningen deltagit medan Mats Aunes och Karin Forsgren från Länsstyrelsen samt Henning Holmström från SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) har fungerat som projektstöd. Envipro Miljöteknik, Hifab AB (Hifab Envipro) har handlats upp som general-konsulter för genomförandet med Pär Elander och Henrik Eriksson som uppdragsledare respektive biträdande uppdragsledare. För genomförande av vissa utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlats upp.

I huvudstudien för ingår följande delrapporter:

- Karlshäll 2007:01 – Riskvärdering
- Karlshäll 2007:02 – Ansvarsutredning
- Karlshäll 2007:03 – Sammanfattande huvudstudierapport
- Karlshäll 2007:04 – Åtgärdsutredning
- Karlshäll 2007:05 – Riskbedömning
- Karlshäll 2007:06 – Referensundersökning
- Karlshäll 2007:07 – Biologiska undersökningar
- Karlshäll 2007:08 – Sedimentkartering
- Karlshäll 2007:09 – Vattenmodellering

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>SYFTE</b> .....	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>HISTORIK OCH TIDIGARE VERKSAMHET</b> .....	<b>4</b>
<b>4</b>	<b>RISKBEDÖMNING OCH ÅTGÄRDSBEHOV</b> .....	<b>5</b>
4.1	OMRÅDESBESKRIVNING OCH MARKANVÄNDNING.....	5
4.2	MILJÖ- OCH HÄLSORISKER IDAG OCH I FRAMTIDEN.....	5
4.3	ÅTGÄRDSBEHOV.....	7
<b>5</b>	<b>ÅTGÄRDSALTERNATIV</b> .....	<b>8</b>
5.1	ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL.....	8
5.2	MÄTBARA ÅTGÄRDSMÅL.....	8
5.3	BESKRIVNING AV ÅTGÄRDSALTERNATIV.....	8
<b>6</b>	<b>FÖRANKRINGSPROCESS</b> .....	<b>12</b>
6.1	BESKRIVNING AV FÖRANKRINGSPROCESS.....	12
6.1.1	<i>Huvudstudiens organisation</i> .....	12
6.1.2	<i>Förankringsprocess inom Luleå kommun</i> .....	12
6.1.3	<i>Samråd – information till närboende och sakägare</i> .....	13
6.1.4	<i>Media – tidningsartiklar och tv-inslag</i> .....	13
6.2	INTRESSEN ATT TA HÄNSYN TILL VID VAL AV ÅTGÄRD.....	13
6.2.1	<i>Miljömål och policys</i> .....	13
6.2.2	<i>Kulturmiljö, naturmiljö och landskapsbild</i> .....	13
6.2.3	<i>Kommunens planer för Karlshäll/Notviken</i> .....	13
<b>7</b>	<b>RISKVÄRDERING</b> .....	<b>13</b>
7.1	UPPLÄGG.....	13
7.2	VAL AV ÅTGÄRDSALTERNATIV.....	14
<b>8</b>	<b>BESLUTSPROCESS</b> .....	<b>15</b>
8.1.1	<i>Kort sammanfattning av viktiga parametrar i valet av åtgärdsnivå 3</i> .....	15
8.1.2	<i>Val av åtgärdsmetod B</i> .....	15
8.1.3	<i>Val av muddringsteknik</i> .....	16
<b>9</b>	<b>REFERENSER OCH BILAGOR</b> .....	<b>17</b>

## 1 INLEDNING

Luleå kommun har under 2006-2008 genomfört en huvudstudie av de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Arbetet har drivits av en projektgrupp bestående av representanter från kommunen och länsstyrelsen. Hifab Envipro har handlat upp för planering och genomförande av huvudstudien medan SGU medverkat som projektstöd till länsstyrelsen.

En slipmassefabrik byggdes i Karlshäll åren 1911-1912. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Driften pågick fram till 1962.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de sedimentområden som förorenats av verksamheten vid träsliperiet, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Luleå älv och Bottenviken.

Föreliggande rapport avseende riskvärderingsprocessen har utarbetats av Henrik Eriksson och Pär Elander, Hifab, Envipro.

## 2 SYFTE

Syftet med denna rapport är att redovisa förankrings- och beslutsprocessen samt underlagen och motiven för slutligt val av efterbehandlingsalternativ. För att underlätta läsningen och förståelsen innehåller rapporten även en kort sammanfattning av den riskbedömning och åtgärdsutredning som genomförts. För en mer omfattande redogörelse av de resultat som framkommit under huvudstudien hänvisas till den sammanfattande huvudstudierapporten (Karlshäll 2007:03) och för ytterligare fördjupningar till huvudstudiens underlagsrapporter.

I riskvärderingen utvärderas måluppfyllelse, tekniska och ekonomiska aspekter samt allmänna och enskilda intressen för de olika åtgärdsalternativ som åtgärdsutredningen visat är lämpliga och redovisas i en särskild matris (se bilaga 1a-b). Baserat på detta dras de slutsatser som ska vägleda det fortsatta arbetet med efterbehandlingen av det förorenade området. Ett åtgärdsalternativ med en bestämd ambitionsnivå väljs. De övergripande åtgärds mål som formulerats tidigare under processen revideras vid behov och översätts till mätbara åtgärds mål.

## 3 HISTORIK OCH TIDIGARE VERKSAMHET

I Karlshäll byggdes under åren 1911-1912 en slipmassefabrik. Samtidigt bildades Luleå träsliperi AB. Företaget köptes 1917 upp av Baltiska Trävaruaktiebolaget och såldes därefter 1918 till AB Ytterstfors-Munksund som slutligen blev Munksund AB. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Driften pågick fram till 1962 (Luleå kommun, 1989).

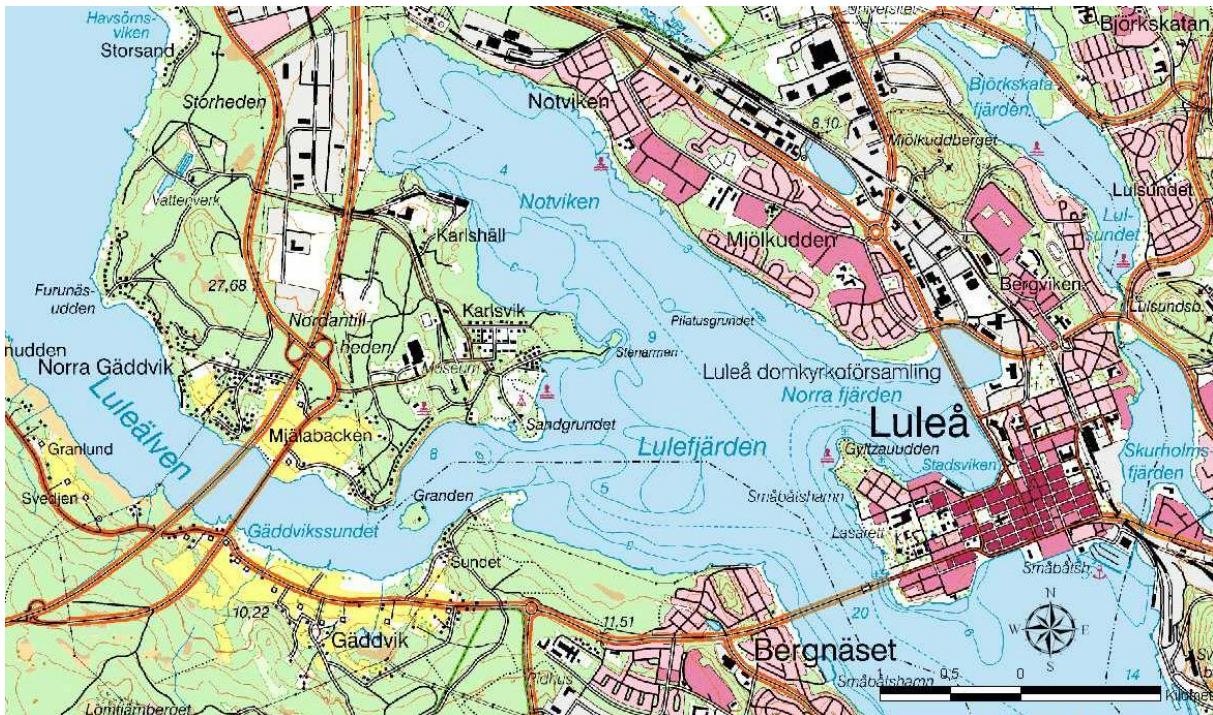
I processen användes vatten som pumpades upp från viken. Användningen av fenylkvicksilveracetat introducerades vid företaget 1952 (Luleå kommun, 1989). Under åren 1952-1962 blandades fenylkvicksilveracetat i processvattnet för att förhindra svamp och mögelangrepp på slipmassearken. Överblivet processvatten, med överbliven träfiber, leddes via träledning ut i viken. Troligen användes fenylkvicksilveracetat även som slembekämpningsmedel i fiberavloppet från slipmasse tillverkningen.

## 4 Riskbedömning och åtgärdsbehov

### 4.1 Områdesbeskrivning och markanvändning

Karlshälls före detta industriområde är beläget vid Notvikens södra strand, fågelvägen ca 4,5 km nordväst om Luleå centrum, se karta i Figur 1. Notviken är en del av Luleälven och ligger vid älvens utlopp i Bottenviken. Notviken är grund och mäter som mest cirka 9 m djup.

Längs Notvikens norra sida finns idag ett antal större bostadsområden samt ett mindre industriområde. Den strandnära marken nyttjas i friluftssyfte med ett flertal mindre bad- och grillplatser samt en mindre gång- och cykelbana. Det finns även ett antal båtbygggar. Viken utnyttjas för friluftssändamål, till exempel sportfiske. Hela området, inkluderande både vatten- och landområden öster om väg E4 är förklarad som riksintresse för friluftsliv (Länkartor, 2008).



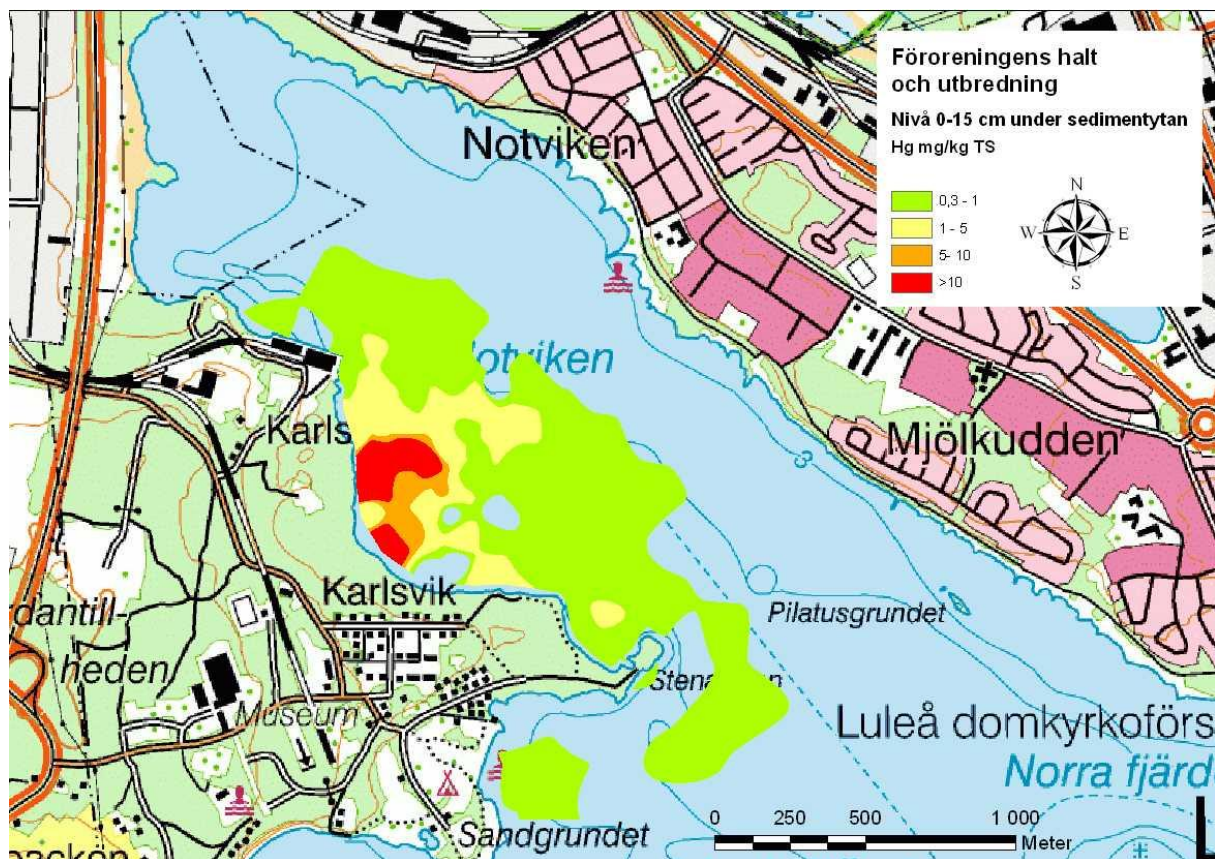
Figur 1 Översiktskarta. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur DinKarta™.

Enligt fördjupad översiktsplan Luleå tätort anges att Notviken ska betraktas som ekologiskt särskilt känslig. Notviken ingår i Luleälvens fiskevårdsområde samt i ett större område för friluftsliv, naturvård och ekologi. Vidare anges det att Notviken utanför Karlshäll vid stenarmen används för vatten-skidåkning.

Landområdet vid Karlshäll anges vara arbetsområde och föreslås utvidgas och användas som detsamma även fortsättningsvis enligt den fördjupade översiktsplanen. De områden som omgärdar Karlshäll och Karlsvik betraktas som bevarandeområden för friluftsliv, naturvård och ekologiska funktioner.

### 4.2 Miljö- och hälsorisker idag och i framtiden

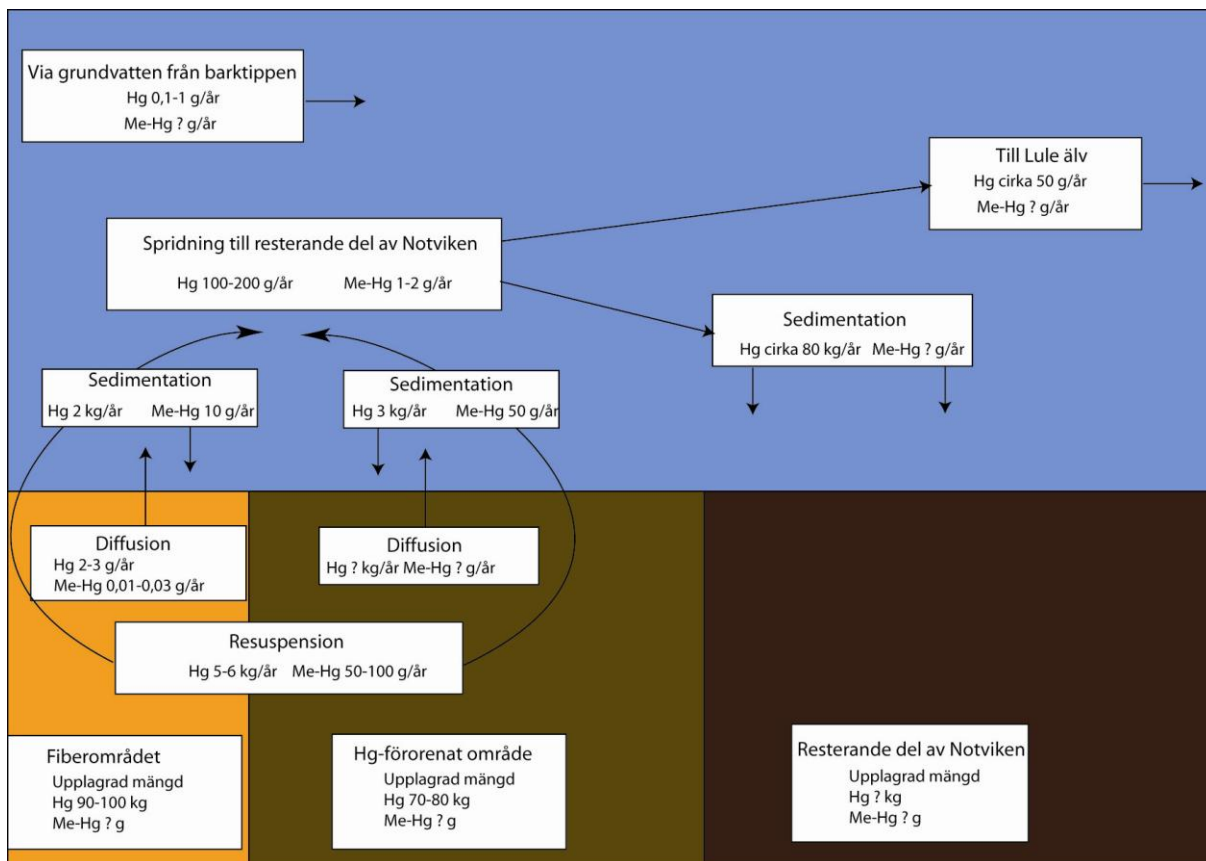
Inom det förorenade sedimentområdet i Notviken finns cirka 160-170 kg kvicksilver. Den relativt sett största mängden återfinns inom området med fibersediment (i princip det material som släpptes ut med processavloppsvattnet då slipmassetillverkningen var igång), med cirka 90-100 kg kvicksilver. Inom fiberområdet finns de högsta kvicksilverhalterna i sedimenten, vilket framgår av Figur 2. Halter som överstiger 1 mg/kg klassas som höga av Naturvårdsverket. Då kvicksilver är ett grundämne kan det inte brytas ned utan de mängder som finns idag kommer således att finnas kvar även i framtiden.



**Figur 2** Redovisning av utbredningen av kvicksilverförorenade sediment i Notviken. I figuren visas kvicksilverhalten i de översta 15 cm av sedimenten. Som jämförelse kan det nämnas att halter under 0,3 mg/kg klassas som låga av Naturvårdsverket och halter över 1 mg/kg klassas som höga.

Inom de mest förorenade delarna (röda och orangea områden i Figur 2) sker en intern cirkulation av kvicksilverförorenade sediment. Från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns sker en spridning av kvicksilver till resterande del av Notviken (från de färgade områdena i Figur 2). På detta sätt ökar utbredningen av de förorenade sedimenten långsamt med tiden. En mindre del sprids även vidare till Lule älv. Denna mer långväga spridning uppgår till 0,08-0,3 % av den totala kvicksilvertransporten i älven. En sammanfattande bild av spridningen redovisas i Figur 3.

Den spridning av kvicksilver som sker idag bedöms också fortgå i framtiden. Anledningarna till detta är att ingen överlagring med rena sediment sker, samt att landhöjningen medför att erosion av sediment i strandområdet fortgår och att det förorenade området successivt blir grundare, vilket förstärker denna process. På lång sikt kan detta innebära att halterna ökar även i den del av Notviken som idag inte är förorenad.



Figur 3 Samlad massbalans vad gäller kvicksilver och metylkvicksilver för Notviken.

För djur som lever i eller söker sin föda i Notviken bedöms att risknivån, lokalt i Notviken, är förhöjd i jämförelse med uppströms områden i Lule älv. Ett högre upptag av kvicksilver har påvisats i abborre, gädda, snäckor och bottenlevande organismer. Då kvicksilver anrikas uppåt i näringskedjan (så kallad bioackumulation) innebär det lokalt en högre risk för rovdjur som intar fisk, till exempel sjöfågel.

Riskerna för djur bedöms kvarstå eller öka i framtiden. Detta beroende på att kvicksilvret inte bryts ned samt att spridningen från sediment till vatten inte minskar. Om en framtida klimatförändring ökar medeltemperaturen kan kvicksilverupptaget i djur öka. Detta på grund av att en högre temperatur gynnar metyleringen av kvicksilver, dvs. bildningen av den form av kvicksilver som lättast tas upp i djur.

För människor är riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten mycket små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer. Fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon risk vid vistelse och bad i Notviken.

### 4.3 Åtgärdsbehov

Följande åtgärdsbehov bedöms finnas för de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken:

- **Mängden kvicksilver.** Mängden kvicksilver är förhållandevis stor inom ett begränsat område. Speciellt utgör fibersedimenten en stor punktkälla. Då kvicksilver klassas som ett utfasningsämne finns ett åtgärdsbehov genom möjligheten att mer säkert omhänderta en relativt stor mängd kvicksilver.
- **Frigörelse och spridning av kvicksilver.** Spridning av kvicksilver från de förorenade sedimenten sker till områden som idag är rena. Frigörelse och spridning kommer att fortgå eller

öka i framtiden på grund av att ingen överlagring med rena sediment sker samt landhöjningen. På lång sikt kan det innebära att större sedimentområden i Notviken blir förorenade.

- **Upptaget i djur.** Högre kvicksilverhalter har påvisats i djur som lever i Notviken, till exempel fiskar. Detta innebär också att risken för rovdjur är högre, vid intag av exempelvis fisk från Notviken. Eftersom spridningen bedöms kvarstå i framtiden sker ingen naturlig återhämtning och riskerna bedöms kvarstå eller öka i framtiden.

## 5 ÅTGÄRDSALTERNATIV

### 5.1 Övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål ska enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Naturvårdsverket, 2008) exempelvis ange vilken funktion ett område ska ha efter genomförd åtgärd. För Karlshäll har följande övergripande åtgärds mål formulerats:

- Spridningen av kvicksilver från de förorenade sedimenten, internt i Notviken och till Luleälven, ska minska så att områdets värden kan bevaras.
- Kviksilverförorenade sediment ska inte blottläggas i strandlinjen, så att områdets värden kan bevaras och vara tillgängligt för friluftsliv och rekreation.
- Spridningen av kvicksilver till biota från de förorenade sedimenten ska minska.
- I enlighet med miljömålet ”Giftfri miljö” ska det kvicksilver som förekommer i sedimenten isoleras från biosfären.
- Vid en åtgärd ska transporter väljas på ett sådant sätt att utsläppen av koldioxid minimeras.
- Valet av åtgärds metoder ska vägledas av att i så stor utsträckning som möjligt hushålla med resurser och minimera utsläpp till omgivningen (såväl vatten som mark och luft).

### 5.2 Mätbara åtgärds mål

Mätbara åtgärds mål anger, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, vilka siffror på exempelvis reduktion av källans storlek, resthalter eller emissioner som ska uppnås. För Karlshäll har följande mätbara åtgärds mål formulerats:

- Sediment med kvicksilverhalter som klassas som höga enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning ska avlägsnas eller immobiliseras. Detta innebär att sediment med kvicksilverhalter högre än 1 mg/kg antingen muddras eller täcks. Täckningens tjocklek ska vara minst 0,4 m.

### 5.3 Beskrivning av åtgärds alternativ

Med hänsyn till riskbilden och behovet av riskreduktion har lämpliga åtgärder studerats för flera olika åtgärds mål. Dessa är:

1. Spridningen från området ska inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp i området. För att säkerställa detta krävs mer eller mindre kontinuerliga åtgärder i form av viss övervakning samt restriktioner för områdets framtida nyttjande.
2. Spridningen från den primära källan ska minska. För att tillgodose detta åtgärds mål åtgärdas fibersediment med högre kvicksilverhalter än 5 mg/kg TS, dvs. huvuddelen av alla fibersediment, omfattande en total kvicksilvermängd om ca 75 kg. Detta bedöms leda till att spridning-



en minskar och att föroreningsens utbredning inte ökar i framtiden. Det bedöms däremot inte som troligt att upptaget i biota kommer att minska i någon större utsträckning.

3. Spridningen av kvicksilver och upptaget i biota (fisk) ska minska. Såväl primärt som sekundärt förorenade sediment med kvicksilverhalter högre än 1 mg/kg TS omfattas av åtgärden. I detta alternativ tas ca 110 kg kvicksilver om hand. Även om upptaget i biota minskar bedöms halterna i exempelvis fisk fortsatt vara något förhöjda i förhållande till de lokala bakgrundshalterna i Luleälven.
4. Sedimentmiljön i viken skall återställas, dvs. spridningen ska på sikt elimineras och halterna i biota återgå till de normala bakgrundshalterna för området. För att uppnå detta åtgärdas alla sediment med kvicksilverhalter över 0,3 mg/kg TS vilket innebär att ca 170 kg kvicksilver tas om hand.

Åtgärdsutredningen visar att det är möjligt att tillämpa såväl täckning av sedimenten med erosionsbeständig jord som muddring med efterföljande avvattning och deponering, eventuellt kompletterat med ytterligare behandlingsåtgärder. Fibersedimenten som har en hög organisk halt kan med fördel behandlas termiskt genom förbränning varvid volymen/mängden förorenade massor som behöver tas om hand i en deponi avsevärt kan reduceras. Även övriga förorenade sediment har en relativt hög organisk halt vilket innebär att en deponering kräver undantag från förbudet att deponera organiskt avfall. Befintliga mottagningsanläggningar som kan ta emot massorna har inga generella sådana tillstånd utan förorenade massor av denna typ behandlas normalt i stället genom termisk avdrivning eller förbränning.

Försvårande omständigheter för såväl täckning som muddring med efterföljande omhändertagande är framför allt fibersedimentens lösa karaktär och hinder i form av sjunktimmer inom området. Det bedöms att sjunktimmer m.m. måste avlägsnas oavsett om sedimenten ska täckas eller muddras. Sedimentens låga hållfasthet innebär att täckning måste utföras med stor försiktighet och det förutsätts att en armering av hopsydda geotextiler måste läggas ut och förankras, som en grundförstärkning för att undvika nedsjunkning och okontrollerade upptryckningar när jordtäckningen läggs ut. För muddringsalternativet innebär de lösa sedimenten att muddringsteknik som är särskilt anpassad för att minimera grumlingen måste användas, exempelvis sugmuddring med liggande skruv och avskärmat muddringshuvud eller frysmuddring. Grävuddring eller sugmuddring med öppet muddringshuvud bedöms inte som lämpliga tekniker med hänsyn dels till risken för spridning av förorenade partiklar, dels med hänsyn till risken för återkontaminering av muddrade ytor med suspenderat förorenat material.

För det fall sedimenten muddras måste föroreningen slutligt tas omhand i en deponi, oavsett behandling. Detta kan ske antingen i en lokal deponi eller hos en extern omhändertagare. Lokala alternativ kan vara en separat cell på kommunens avfallsanläggning i Sunderbyn eller i en nyanlagd lokal deponi. Vid val av plats för och utformning av eventuell deponi ska framtida exploatering/bebyggelse mm vägas in. Det slutliga valet av deponi kommer att fastställas i den fördjupade lokaliseringstudien kopplat till miljöprövning.

Kostnaderna för att genomföra åtgärder har beräknats för de åtgärdsalternativ (ambitionsnivåer) som innebär fysiska ingrepp i det förorenade området. Fyra kombinationer av åtgärdsmetoder har beräknats, alternativen a-d i nedanstående sammanställning visar konsekvenser och bedömda kostnader. Metoderna omfattar, förutom huvudalternativen täckning och muddring, olika alternativ för omhändertagande av sediment vid muddring, se Tabell 1.

**Tabell 1 Trolig slutkostnad för olika ambitionsnivåer och åtgärdsmetoder**

	Alternativ			
	1	2	3	4
	<b>Konsekvenser</b>			
Övergripande åtgärds mål:	Riskerna ska inte kunna öka till följd av mänsklig aktivitet	Spridningen av kvicksilver ska minska	Spridningen av kvicksilver och halter i biota ska minska	Spridningen av kvicksilver och upptag i biota ska på sikt upphöra
Mätbart åtgärds mål:	-	Halter i sediment ska vara lägre än 5 mg/kg TS	Halter i sediment ska vara lägre än 1 mg/kg TS	Halter i sediment ska vara lägre än 0,3 mg/kg TS
Yta: Omfattning Volym: Kvicksilvermängd:	Administrativa åtgärder	105 000 m <sup>2</sup> 65 000 m <sup>3</sup> 75 kg Hg	275 000 m <sup>2</sup> 152 000 m <sup>3</sup> 110 kg Hg	1 120 000 m <sup>2</sup> 410 000 m <sup>3</sup> 160 kg Hg
	<b>Kostnader</b>			
a) Täckning	-	110 Mkr	230 Mkr	800 Mkr
b) Muddring med lokal deponering	-	80 Mkr	130 Mkr	230 Mkr
c) Muddring med externt omhändertagande av enbart fibersediment	-	95 Mkr	165 Mkr	280 Mkr
d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment	-	-	230 Mkr	650 Mkr

Som framgår av kostnadssammanställning förefaller muddring med lokal deponering vara det mest kostnadseffektiva alternativet, oberoende av ambitionsnivå för saneringen. Denna åtgärds metod medför också en större volym "eget" arbete än övriga metoder, eftersom den inbegriper uppbyggnad och drift samt efterföljande kontroll av en specialdeponi för muddermassorna. En uppfattning av om hur de bedömda kostnaderna fördelar sig mellan olika moment framgår av Tabell 2. Kalkylen är baserad på erfarenhetsuppföljningar av andra liknande saneringsprojekt och i vissa fall på prisuppgifter från entreprenörer. I angivna å-priser för olika entreprenadmoment ingår dock de hjälparbeten som i normalfallet krävs för utförande av det prissatta huvudmomentet. Den sannolika kostnaden är dock behäftad med en osäkerhet. För att ta hänsyn till denna har en reserv om 30 % lagts till den sannolika kostnaden. Observera att ingen hänsyn till indexuppräknings av kostnader har tagits. Detta kan få konsekvenser utifall det dröjer många år till dess att åtgärder vidtas.

**Tabell 2 Bedömd fördelning av kostnader för alternativet muddring med lokal deponering vid val av ambitionsnivå 3. OBS: vid beräkning har hänsyn inte tagits till framtida indexjusteringar.**

<b>Moment</b>	<b>Kostnad</b>
Projektledning	7 500 000
Projektering	5 000 000
Tillstånd	3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)	7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning	4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)	3 500 000
<i>S:a Byggherrekostnader</i>	<i>31 000 000</i>
Etablering och avetablering	2 700 000
Bottenkonstruktion deponi	9 000 000
Muddring	11 000 000
Avvattning	13 500 000
Vattenrening investeringskostnad	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	5 500 000
Hantering i deponi	9 500 000
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	10 500 000
Övriga entreprenadkostnader	5 000 000
<i>S:a Entreprenadkostnader</i>	<i>74 450 000</i>
<i>Behov av ekonomisk reserv 30% (på entreprenadkostnad)</i>	<i>22 335 000</i>
<b>Kalkylerad kostnad</b>	<b>105 450 000</b>
<b>Reserv</b>	<b>22 335 000</b>
<b>Övrigt</b>	<b>2 215 000</b>
<b>Totalt exkl. index</b>	<b>130 000 000</b>

Särskilt bör uppmärksammas att kostnadsberäkningen utgår från att muddermassorna kan omhändertas lokalt. I närområdet kan man både tänka sig en deponi på land och en invallad deponi i vattenområdet. Det har då förutsatts att det finns en naturlig geologisk barriär som den definieras i förordningen 2001:512 om deponering av avfall, alternativt att ett undantag från detta krav kan erhållas. Kostnadsuppskattningen är representativ även för andra lokaliseringar i närområdet med samma förutsättningar; dvs. att avstånden och höjdskillnaderna inte är större än att sedimenten kan pumpas dit och att en konstgjord geologisk barriär inte behöver anläggas. För andra lokaliseringalternativ behöver kostnadsuppskattningen revideras. Kostnaden för komplettering med en konstgjord geologisk barriär bedöms t.ex. uppgå till i storleksordningen 10 Mkr. Således innebär det att den budgeterade kostnaden på cirka 130 Mkr utökas med 10 Mkr och slutkostnaden landar på cirka 140 Mkr.

Det bör också nämnas att kalkylen utgår från ett scenario där muddring sker med sugmuddringsteknik, som bedöms som mest kostnadseffektivt. Kostnadseffektiviteten beror dock på förutsättningar som kan förändras, t.ex. energikostnader som står för en stor del av kostnaderna vid frysmuddring och möjligheterna att utnyttja det värme som frigörs i samband med tining av frysmuddrade sediment. Det bedöms därför inte som lämpligt att i detta skede låsa fast vilken teknik som är mest lämplig att använda. Från miljösynpunkt bedöms den särskilt anpassade sugmuddringstekniken (för muddring av förorenade sediment) och frysmuddringstekniken som likvärdiga.

## 6 FÖRANKRINGSPROCESS

### 6.1 Beskrivning av förankringsprocess

#### 6.1.1 Huvudstudiens organisation

För huvudstudien har en styrgrupp tillsatts med representanter från Luleå kommun enligt Tabell 3

**Tabell 3 Styrgruppens sammansättning.**

Namn	Befattning
Roland Eriksson (sammanställande)	Tekniska förvaltningen
Mats-Åke Bygdemark	Miljökontoret
Anders Dahlstål/ Gunilla Selin	Stadsbyggnadskontoret

Det praktiska huvudstudiearbetet har genomförts av en projektgrupp med representanter från Luleå kommun och Länsstyrelsen i Norrbotten. Adjungerade till projektgruppen har varit generalkonsulten Hifab Envipro samt länsstyrelsens projektstöd SGU. Sammansättningen i projektgruppen redovisas i Tabell 4.

**Tabell 4 Projektgruppens sammansättning.**

Luleå kommun	Länsstyrelsen i Norrbotten	Adjungerade
Michael Öhman, Tekniska förvaltningen (projektchef)	Mats Aunes	Pär Elander, Hifab AB/Envipro Miljöteknik (uppdragsledare)
Jeanette Lestander, Tekniska förvaltningen (projektledare)	Karin Forsgren	Henrik Eriksson Hifab AB/Envipro Miljöteknik (bitr. uppdragsledare)
Lisbeth Almqvist, Tekniska förvaltningen		Henning Holmström, SGU
Sofia Linder och Sven Flodström, Miljökontoret		

Riskvärderingsprocessen har drivits av styr- och arbetsgrupp med koppling till Byggnadsnämnd, Miljönämnd och Teknisk nämnd (tabell 5). Ett särskilt möte kring riskvärderingsprocessen avhölls 2008-03-19 (se bilaga 2).

**Tabell 5 Riskvärderingsgruppens sammansättning.**

Namn	Befattning
Roland Eriksson (sammanställande)	Förv chef Tekniska förvaltningen
Margaretha Lindbäck	Ordförande Tekniska nämnden
Tomas Westman	Vice ordförande Tekniska nämnden
Kaj Hedstig	Ordförande Byggnadsnämnden
Siri Jacobsson	Vice ordförande Byggnadsnämnden
Malin Konradsson	Fd ordförande Miljönämnden
Göran Öhman	Ordförande Miljönämnden
Mats-Åke Bygdemark	Förv chef Miljökontoret
Gunilla Selin	Plan chef Stadsbyggnadskontoret
Jeanette Lestander	Projektledare Tekniska förvaltningen
Michael Öhman	Projektchef Tekniska förvaltningen
Lisbeth Almqvist	Avfallschef Tekniska förvaltningen
Sofia Linder	Miljöinspektör Miljökontoret

#### 6.1.2 Förankringsprocess inom Luleå kommun

Styrgruppen har under projekttiden haft fem protokollförda möten. Styrgruppen har kontinuerligt informerats om projektgruppens arbete av projektchefen. Information om projektet kopplat till huvudstudien har i samband med igångsättningsstillstånd lyfts i Tekniska nämnden. Miljönämnden, Tekniska

nämnden, och Byggnadsnämnden fick information i samband med ordinarie möte under våren 2008 i samband med att huvudstudien gick ut på remiss och fördrogs för media och allmänhet (se särskild informationsbeskrivning).

Projektgruppen har under genomförandetiden hållit 21 protokollförda möten. Utredningarna har dels utförts av generalkonsulten, dels handlats upp av projektgruppen. Den slutliga utvärderingen med riskbedömning och förslag till åtgärder och förslag till riskvärdering har genomförts av generalkonsulten tillsammans med projektgruppen.

#### 6.1.3 Samråd – information till närboende och sakägare

Februari 2008 höll projektgruppen information om riskbedömning och åtgärdsförslag till sakägare, närboende, allmänhet och press.

Projektchef och projektledare med bistånd hjälp från Länsstyrelsen och SGU informerade om projektet och resultat från undersökningar och åtgärdsalternativ.

#### 6.1.4 Media – tidningsartiklar och tv-inslag

Under projekttiden har ett antal artiklar varit införda i dagspressen. Efter informationsmötet februari 2008 visades även tv-inslag i SVT.

## 6.2 Intressen att ta hänsyn till vid val av åtgärd

### 6.2.1 Miljömål och policys

Riksdagen har antagit mål för miljökvaliteten inom 16 områden. Ett av dessa områden är ”Giftfri miljö”. Åtgärder i Notviken som reducerar mängden kvicksilver i sedimenten är sammanfaller med kommunens övergripande mål samt det nationella miljömålet.

### 6.2.2 Kulturmiljö, naturmiljö och landskapsbild

En lokal deponi av muddrade sediment, på land eller i vatten, påverkar landskapsbilden respektive Notvikens strandlinje.

### 6.2.3 Kommunens planer för Karlshäll/Notviken

Karlshäll och Notviken finns upptaget i Luleå kommuns fördjupade översiktsplan. Sedimentföroreningen innebär idag en begränsning av mark- och vattenområdet. Kopplat till utredningen av en framtida dragning av ”Norrbothniabanen” ligger området med som en av de alternativa korridorerna.

Hur valet av åtgärd påverkar möjligheterna att utnyttja Notviken för friluftsliv och rekreation beaktas. Notviken anges i fördjupade översiktsplanen som område för friluftsliv- och rekreation. De förorenade sedimenten innebär idag en begränsning för användandet av vattenområdet för friluftaktiviteter.

## 7 RISKVÄRDERING

### 7.1 Upplägg

I en riskvärdering ”vägs” riskerna med ett förorenat område mot kostnaderna för föreslagna åtgärder tillsammans med övriga aspekter. Värderingen ska leda fram till ett val av om, och så fall vilka, åtgärder som bör vidtas. Riskvärderingar kan läggas upp på olika sätt, exempelvis genom poängsystem där konsekvenserna av de prövade alternativen för olika intressen tilldelas poäng, varefter en viktning av

poängen gös med hänsyn till de olika intressenas olika betydelse, eller genom beskrivande texter som vägledning för avvägningarna. För Karlshäll/Notviken har metodiken med en beskrivande riskvärdering valts. Så kallade riskvärderingsmatriser (se bilaga 1 a-b) har upprättats för att på ett överskådligt sätt beskriva de konsekvenser olika åtgärdsförslag. Beskrivningarna av konsekvenser av de olika åtgärderna för olika intressen har ändå i viss utsträckning ”poängsatts” i form av en färgskala som redovisar från ”bäst” (grönt) till ”sämst” (rött) för det aktuella kriteriet. En ”huvudmatris” (bilaga 1 a) har upprättats för val av ambitionsnivå. I denna har även de mest väsentliga faktorerna för val av åtgärds-teknik tagits med, som underalternativ inom respektive ambitionsnivå. Som komplement har en fördjupande matris upprättats för värdering och val av åtgärds-teknik (bilaga 1 b).

För val av ambitionsnivå beaktas följande faktorer:

- Bedömd riskreduktion
- Bedömd kostnad
- Kostnadseffektivitet
- Behov av framtida restriktioner/åtaganden
- Påverkan på resurshushållning under genomförande
- Risk för ökad förorenings-spridning under genomförandet
- Övriga risker under genomförandet
- Överensstämmelse med miljömål och policy
- Nuvarande kulturmiljö, naturmiljö och landskapsbild
- Kommunens planer för Karlshäll/Notviken
- Övriga intressen (boende, friluftsliv, rekreation, verksamheter mm)

För val av åtgärds-teknik beaktas följande faktorer:

- Teknik, genomförbarhet och svårigheter
- Teknik, erfarenheter
- Hantering av muddermassor
- Behov av vattenhantering
- Slutligt omhändertagande
- Energi- och resursförbrukning
- Miljöpåverkan under genomförandet
- Åtgärdens beständighet
- Legala aspekter
- Framtida åtaganden för kommunen
- Kostnadseffektivitet

## 7.2 Val av åtgärdsalternativ

Utifrån huvudstudien och riskvärderingen (se bilaga 1 a-b) samt med hänsyn till övergripande målsättning för området och dess framtida användning, ekonomi och kommande miljöprovning förordar riskvärderingsgruppen:

- Åtgärdsnivå 3 vilket innebär en sanering till en nivå av  $\geq 1$  mg kvicksilver/kg (se kap.7.2.1)
- Åtgärdsmetod B innebär muddring med lokal deponi (se kap.7.2.2)
- Muddringsteknik alternativ A, kombinerad fryns och sugmuddring (se kap. 7.2.3)

## 8 Beslutsprocess

Den slutliga förankringen av förslaget sker genom remiss till Miljönämnden, Byggnadsnämnden och Tekniska nämnden. Om inget annat förordas i remissprocessen tas slutligt beslut om åtgärdsnivå och metod i Tekniska nämnden. Ovanstående ska ligga till grund för bidragsansökan om minimum 90% med inriktning på 95% via Länsstyrelsen och Naturvårdsverket.

### 8.1.1 Kort sammanfattning av viktiga parametrar i valet av åtgärdsnivå 3

Vid val av åtgärdsnivå har utvärdering enligt nedan utförts med hänsyn till riskbild och behov av riskreduktion. För varje åtgärdsnivå har ambitionsnivån utvärderats mot kostnader kontra miljönytta. I val av åtgärdsnivå 3 och åtgärdsmetod B har sanerad och deponerad mängd kvicksilver kopplats till kostnaden per miljon kronor i det som benämns kostnadseffektivitet (kg kvicksilver/MSEK).

1. För att säkerställa att inte spridning sker krävs mer eller mindre kontinuerliga åtgärder i form av viss övervakning samt restriktioner för områdets framtida nyttjande. Beräknad kostnad är ca 1 MSEK per planperiod (ca 300 kkr/år). Detta medför begränsad framtida exploatering av området. Nivån strider mot miljömålet "giftfri miljö" vilket inte överensstämmer med kommunens policy.
2. Åtgärder av primära källan, fibersedimenten med högre kvicksilverhalter än 5 mg/kg TS, vilket omfattar en total kvicksilvermängd om ca 75 kg som omhändertas. Detta bedöms leda till att spridningen minskar och att föroreningsutbredning inte ökar i framtiden. Det bedöms inte troligt att upptaget i biota kommer att minska i någon större utsträckning. Åtgärdsnivå 2 begränsar till viss del framtida exploatering av området och har en kostnadseffektivitet (kg kvicksilver/MSEK) på 0,94 vilket är bra men alternativet uppfyller inte målet med "giftfri miljö".
3. Spridning av kvicksilver och upptaget i biota (fisk) minskar. Såväl primärt som sekundärt förorenade sediment med kvicksilverhalter högre än 1 mg/kg TS omfattas av åtgärden. I detta alternativ tas ca 110 kg kvicksilver om hand. Upptaget i biota minskar men halterna i exempelvis fisk bedöms fortsatt vara något förhöjda i förhållande till de lokala bakgrundshalterna. Åtgärdsnivå 3 uppfyller målet med "giftfri miljö" och har en kostnadseffektivitet på 0,85. Vid val av lokal deponi ska framtida exploatering av området vägas in.
4. Sedimentmiljön i viken återställs, dvs. spridningen ska på sikt elimineras och halterna i biota återgå till de normala bakgrundshalterna för området. För att uppnå detta åtgärdas alla sediment med kvicksilverhalter över 0,3 mg/kg TS vilket innebär att ca 170 kg kvicksilver tas om hand. Åtgärdsnivå 4 möjliggör framtida exploatering av område och uppfyller målet "giftfri miljö". Kostnadseffektiviteten är 0,64 vilket är lägre än alternativ 3 och det innebär en hög kostnad i förhållande till upptagen mängd kvicksilver.

### 8.1.2 Val av åtgärdsmetod B

Alternativa åtgärdsmetoder har även värderats, så som täckning, muddring med lokalt eller externt omhändertagande av sediment/massor. Dessa metoder har utifrån bl a resurshushållning, transporter, teknik, svårigheter, tid och risker vid genomförandet men även ekonomiska aspekter vägt in vid val av metod.

Muddring med lokal omhändertagande (B) visar en kostnadseffektivitet på 0,85 vilket är högre än något av de andra alternativen. Lokaliseringsutredningen påvisar att de möjliga alternativen med lokalt omhändertagande är av Luleå kommun ägd mark vid befintlig barkdeponi, invallning av den förorenade viken, Sunderby avfallsanläggning samt privatägd mark söder om Lule älv vid Bälungeberget. I arbetet med riskvärderingen har förutsättningar kopplat till mängd och areellt behov vägt in. Den be-

räknade mängden ca 65 000 m<sup>3</sup> avvattnade sediment kräver en yta på ca 2,5 ha. Sunderby avfallsanläggning har i dagsläget bara möjlighet att ta emot en delmängd av den totala mängden. Vid val av plats för och utformning av eventuell deponi ska framtida exploatering/bebyggelse mm vägas in. Det slutliga valet av deponi kommer att fastställas i den fördjupade lokaliseringsutredningen kopplat till miljöprövning.

### 8.1.3 Val av muddringsteknik

Vid val av muddringsteknik har avvattning och hantering av muddermassor, lösa fibersediment i kombination med hinder i form av stockar mm samt transporter och resurshushållning beaktats. De olika muddringstekniker som förts fram är sugmuddring med särskilt anpassat muddringshuvud och frys-muddring. Riskvärderingsgruppen bedömer att en kombination av dessa bör användas vid utförandet. Slutligt val av teknik kopplat till genomförande beslutas vid entreprenadupphandling i det fall sanering blir aktuell.



## 9 REFERENSER OCH BILAGOR

Luleå kommun (1989) Effekter av utsläpp av fenykvicksilver till Notviken, Luleå kommun. Miljöprogram etapp II. Rapport 1989:7.

Luleå kommun (1993) Fördjupad Översiktsplan – Luleå tätort. Generella och områdesvisa rekommendationer. Antagen av kommunfullmäktige 1993-04-26.

Länskartor (2008) [www.gis.lst.se](http://www.gis.lst.se). Acc: 2008-01-29.

Naturvårdsverket (2008) Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Utgåva 4 2008.

Bilaga 1 a Riskvärderingsmatris ambitionsnivå

Bilaga 1 b Riskvärderingsmatris teknik

Bilaga 2 Riskvärderingsgruppens möte 20080319

# Luleå kommun

## Huvudstudie Karlshäll

2007:03 Sammanfattande huvudstudierapport



**ENVIPRO MILJÖTEKNIK**  
**Hifab AB**

**SLUTRAPPORT**

**2008-06-27**

## FÖRORD

Luleå kommun har genomfört en huvudstudie av de områden som förorenats med kvicksilver av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll, vid Notviken i Luleå. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Huvudstudien har genomförts under perioden 2006-2008 med syfte att undersöka förekomst, metylering, spridning och spridningsvägar för kvicksilver, utreda nuvarande och tänkbara framtida risker för hälsa och miljö samt utreda möjligheterna att minska miljöbelastningen från de områden som förorenats från verksamheten.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Roland Eriksson, Tekniska förvaltningen, Mats-Åke Bygdemark, Miljökontoret, samt Gunilla Selin och Ewa Andersson-Hjälte, Samhällsbyggnadskontoret. Projektchef för projektet har varit Michael Öhman (Tekniska förvaltningen) medan Jeanette Lestander (Tekniska förvaltningen) har fungerat som projektledare. I arbetsgruppen har även Sofia Linder/Sven Flodström, Miljökontoret samt Lisbeth Almqvist, Tekniska förvaltningen deltagit medan Mats Aunes och Karin Forsgren från Länsstyrelsen samt Henning Holmström från SGU har fungerat som projektstöd. Envipro Miljöteknik har handlat upp som generalkonsulter för genomförandet med Pär Elander och Henrik Eriksson som uppdragsledare respektive biträdande uppdragsledare. För genomförande av vissa utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlat upp.

I huvudstudien för ingår följande delrapporter:

- Karlshäll 2007:01 – Riskvärdering
- Karlshäll 2007:02 – Ansvarsutredning
- Karlshäll 2007:03 – Sammanfattande huvudstudierapport
- Karlshäll 2007:04 – Åtgärdsutredning
- Karlshäll 2007:05 – Riskbedömning
- Karlshäll 2007:06 – Referensundersökning
- Karlshäll 2007:07 – Biologiska undersökningar
- Karlshäll 2007:08 – Sedimentkartering
- Karlshäll 2007:09 – Vattenmodellering

## SAMMANFATTNING

Luleå kommun har genomfört en huvudstudie av de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken. Arbetet har drivits av en projektgrupp där representanter från kommunen samt länsstyrelsen medverkat. Envipro Miljöteknik har handlat upp som generalkonsulter för att planera och genomföra huvudstudien. SGU har medverkat som projektstöd till länsstyrelsen. Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de sedimentområden som förorenats av verksamheten vid träsliperiet, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Lule älv och Bottenviken.

Slipmassefabriken i Karlshäll byggdes under åren 1911-1912. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Under åren 1952-1962 blandades fenylkvicksilveracetat i processvattnet för att förhindra svamp- och mögelangrepp på slipmassearken. Överblivet processvatten, med träfibrer i, leddes via träledning ut i viken. Driften pågick fram till 1962.

Huvudstudien har omfattat genomförande av en referensundersökning (kontinuerlig provtagning av ytvatten och sedimentande material under ett års tid), biologiska undersökningar (undersökning av kvicksilverinnehåll i bottenlevande organismer, snäckor och fisk), sedimentkartering (avgränsning och volymeräkning av förorenade sediment), strömmätning och vattenmodellering (kvantifiering av kvicksilvertransport till opåverkade delar av Notviken samt Lule älv), fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning (för att utreda om de förorenade sedimenten utgör en risk för miljö eller människors hälsa), åtgärdsutredning (framtagande av lämpliga åtgärder inklusive kostnadsuppskattningar) samt riskvärdering (val av slutligt åtgärdsalternativ).

Föroreningsbilden i sedimenten utgörs av kvicksilver och metylkvicksilver (en organisk form av kvicksilver). De högsta kvicksilverhalterna i sedimenten återfinns sydost om Karlshäll. I det området förekommer fibersediment, dvs. i princip det material som släpptes ut då slipmassetillverkningen var igång i området. Enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning klassas halterna där som höga till mycket höga. I jämförelse med lokala referensområden uppströms i Lule älv (Gammelstadsfjärden) är kvicksilverhalterna i fibersedimenten cirka 300 gånger högre (beräknat på medelvärde). I Notviken förekommer även kvicksilverförorenade sediment utan tydliga inslag av fiber. I detta område är kvicksilverhalten cirka 25 gånger högre (beräknat på medelvärdet) jämfört med uppströms i Lule älv. I den största delen av Notviken uppvisar sedimenten låga kvicksilverhalter (enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning).

Mäktigheten på de kvicksilverförorenade fibersedimenten uppgår i vissa delar till 1,5-2 m. Sammantaget bedöms 90-100 kg kvicksilver finnas upplagrat i fibersedimenten. I de sediment som är kvicksilverförorenade men saknar tydliga inslag av fiber är mäktigheten lägre, cirka 0,5 m. Uppskattningsvis finns 70-80 kg kvicksilver upplagrat.

Undersökningarna visar att det sker en intern-cirkulation av kvicksilver och metylkvicksilver inom de förorenade områdena. Detta på grund av att sedimenten rörs om (på grund av inverkan från vågor och vind) och att det sedan sker en återsedimentation. 5-6 kg kvicksilver och 50-100 g metylkvicksilver rörs upp och återsedimenterar årligen. Uppröringen av sedimenten gör att en övertäckning med nya och rena sediment inte sker, vilket motverkar en naturlig återhämtning av Notviken.

Från de förorenade sedimenten sprids 100-200 g kvicksilver samt 1-2 g metylkvicksilver årligen till de delar av Notviken som idag uppvisar låga kvicksilverhalter. Från Notviken till Lule älv sker en årlig transport på i storleksordningen 50 g kvicksilver. Som jämförelse kan anges att den totala kvicksilvertransporten i Lule älv uppgår till 15-60 kg/år.

Provtagning av fisk och snäckor har påvisat ett förhöjt upptag av kvicksilver jämfört med uppströms områden i Lule älv. För djur som lever i eller söker sin föda i Notviken bedöms att risknivån, lokalt i Notviken, är förhöjd i jämförelse med uppströms områden i Lule älv.

För människor visar utredningen att riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten är mycket små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer. Fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon risk vid vistelse och bad i Notviken. Halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i ytvattnet är låga.

Sammantaget bedöms problemet med de kvicksilverförorenade sedimenten idag vara:

- Den stora mängden kvicksilver som finns upplagrat. Framförallt fibersedimenten utgör en betydande möjlig punktkälla av kvicksilver.
- Internspridningen av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Dessutom cirkulerar förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna.
- Den förhöjda risknivån för akvatiska och semiakvatiska organismer lokalt i Notviken.

De risker som konstateras idag bedöms även finnas kvar i framtiden. Då kvicksilver är ett grundämne kan det inte brytas ner, vilket innebär att de mängder som finns upplagrade idag kommer att finnas kvar i framtiden. Dessutom sker ingen överlagring med rena sediment, vilket gör att spridningen och upptaget i organismer inte bedöms minska naturligt.

Det är möjligt att landhöjningen i framtiden kan innebära en ökad spridning av kvicksilver. Detta beroende på att vattendjupet till de kvicksilverförorenade sedimenten minskar, vilket leder till att påverkan från vågor kan öka och därmed omrörningen av sedimenten. En osäkerhet i sammanhanget är en eventuell framtida höjning av havsvattenytan.

På lång sikt kan även metyleringen av kvicksilver påverkas om temperaturen ökar som en konsekvens av en framtida klimatförändring. En högre temperatur gynnar metyleringen, vilket kan leda till ett ökat upptag i organismer.

Sammantaget bedöms följande åtgärdsbehov finnas för de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken:

- Den stora mängden kvicksilver inom ett begränsat område.
- Den interna spridningen av kvicksilver i Notviken vilken inte bedöms minska i framtiden.
- Det förhöjda upptaget av kvicksilver i djur som lever i Notviken samt den förhöjda risknivån för djur som söker sin föda i Notviken.

Med hänsyn till riskbilden och behovet av riskreduktion har lämpliga åtgärder studerats för några olika åtgärds-mål. Dessa är:

1. Spridningen från området ska inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp i området. För att säkerställa detta krävs mer eller mindre kontinuerliga åtgärder i form av viss övervakning samt restriktioner för områdets framtida nyttjande.
2. Spridningen från den primära källan ska minska. För att tillgodose detta åtgärds-mål åtgärdas fibersedi-ment med högre kvicksilverhalter än 5 mg/kg TS, dvs. huvuddelen av alla fibersediment med en total kvicksilvermängd om ca 75 kg. Detta bedöms leda till att spridningen minskar och att föroreningens utbredning begränsas till det nuvarande området. Det bedöms däremot inte som troligt att upptaget i biota kommer att minska i någon större utsträckning.
3. Spridningen av kvicksilver och upptaget i biota (fisk) ska minska. Såväl primärt som sekundärt förorenade sediment med kvicksilverhalter högre än 1 mg/kg TS omfattas av åtgärden. I detta alternativ tas ca 110 kg kvicksilver om hand. Även om upptaget i biota minskar bedöms halterna i exempelvis fisk fortsatt vara något förhöjda i förhållande till de lokala bakgrundshalterna i Luleälven.
4. Sedimentmiljön i viken skall återställas, dvs. spridningen ska på sikt elimineras och halterna i biota återgå till de normala bakgrundshalterna för området. För att uppnå detta åtgärdas alla sediment med kvicksilverhalter över 0,3 mg/kg TS vilket innebär att ca 170 kg kvicksilver tas om hand.

Åtgärdsutredningen visar att det är möjligt att tillämpa såväl täckning av sedimenten med erosionsbeständig jord som muddring med efterföljande avvattning och deponering, eventuellt kompletterat med ytterligare behandlingsåtgärder. Fibersedimenten som har en hög organisk halt kan med fördel behandlas termiskt genom förbränning varvid volymen/mängden förorenade massor som behöver tas om hand i en deponi avsevärt kan reduceras. Även övriga förorenade sediment har en relativt hög organisk halt vilket innebär att en deponering kräver undantag från förbudet att deponera organiskt avfall. Befintliga mottagningsanläggningar som kan ta emot massorna

har inga generella sådana tillstånd utan de förorenade massorna av denna typ behandlas normalt i stället genom termisk avdrivning eller förbränning.

Försvarande omständigheter för såväl täckning som muddring med efterföljande omhändertagande är dels sedimentens, framför allt fibersedimentens, lösa karaktär, dels hinder i form av sjunktimmer m.m., särskilt inom området med fibersediment. Det bedöms att sjunktimmer m.m. måste avlägsnas oavsett om sedimenten ska täckas eller muddras. Sedimentens låga hållfasthet innebär att täckning måste utföras med stor försiktighet och det förutsätts att en armering av hopsydd geotextiler måste läggas ut och förankras som förstärkning för att undvika nedsjunkning när jordtäckningen läggs ut. För muddringsalternativet innebär de lösa sedimenten att muddringsteknik som är särskilt anpassad för att minimera grumlingen måste användas, exempelvis sugmuddring med avskärmd liggande skruv eller frysmuddring.

För det fall sedimenten muddras måste föroreningen slutligt tas omhand i en deponi, oavsett behandling. Detta kan ske antingen i en lokal deponi eller hos en extern omhändertagare. Lokala alternativ kan vara en separat cell på kommunens avfallsanläggning i Sunderbyn eller i en nyanlagd lokal deponi. Anläggningen i Sunderbyn bedöms preliminärt som mest fördelaktig.

Kostnaderna för att genomföra åtgärder har beräknats för de åtgärdsalternativ (ambitionsnivåer) som innebär fysiska ingrepp i det förorenade området. Fyra kombinationer av åtgärdsmetoder har beräknats, alternativen a-d i nedanstående sammanställning av åtgärds mål och bedömda kostnader för att uppnå dessa med användning av olika metoder. Metoderna omfattar, förutom huvudalternativen täckning och muddring, olika alternativ för omhändertagande av sediment vid muddring.

	Alternativ			
	1	2	3	4
	<b>Konsekvenser</b>			
<i>Övergripande åtgärds mål:</i>	<i>Riskerna ska inte kunna öka till följd av mänsklig aktivitet</i>	<i>Spridningen av kvicksilver ska minska</i>	<i>Spridningen av kvicksilver och halter i biota ska minska</i>	<i>Spridningen av kvicksilver och upptag i biota ska på sikt upphöra</i>
<i>Mätbart åtgärds mål:</i>	-	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 5 mg/kg TS</i>	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 1 mg/kg TS</i>	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 0,3 mg/kg TS</i>
<i>Omfattning</i> <i>Yta:</i> <i>Volym:</i> <i>Kvicksilvermängd:</i>	<i>Administrativa åtgärder</i>	<i>105 000 m<sup>2</sup></i> <i>65 000 m<sup>3</sup></i> <i>75 kg Hg</i>	<i>275 000 m<sup>2</sup></i> <i>152 000 m<sup>3</sup></i> <i>110 kg Hg</i>	<i>1 120 000 m<sup>2</sup></i> <i>410 000 m<sup>3</sup></i> <i>160 kg Hg</i>
	<b>Kostnader</b>			
<i>a) Täckning</i>	-	<i>110 Mkr</i>	<i>230 Mkr</i>	<i>800 Mkr</i>
<i>b) Muddring med lokal deponering</i>	-	<i>75 Mkr</i>	<i>125 Mkr</i>	<i>230 Mkr</i>
<i>c) Muddring med externt omhändertagande av enbart fibersediment</i>	-	<i>92 Mkr</i>	<i>165 Mkr</i>	<i>280 Mkr</i>
<i>d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment</i>	-	-	<i>230 Mkr</i>	<i>650 Mkr</i>

Täckningsalternativet omfattar en jordtäckning i två lager med ca 0,2 m respektive 0,3 m mäktighet där det övre lagret fungerar som erosionsskydd, utlagd på en armering av kontinuerligt hopsydd geotextil. Enklare typer av täckningar, exempelvis geltäckning, bedöms inte fungera i ett långsiktigt perspektiv med hänsyn till risken för erosion.

För alternativet muddring med lokal deponering antas att en separat cell anläggs på kommunens avfallsanläggning i Sunderbyn, alternativt att en ny specialdeponi anläggs nära Karlshäll. Kostnaderna för detta alternativ kan även anses representera nyttiggörande som fyllning inom en invallning i vattenområdet vid Karlshäll.

För alternativen med externt omhändertagande har förutsatts att fibersediment förbränns medan övriga sediment behandlas med förbränning eller termisk avdrivning. Kostnadsuppgifter för omhändertagandet har erhållits från tänkbara mottagare, liksom transportkostnader till dessa anläggningar.

## ORDFÖRKLARINGAR OCH FÖRKORTNINGAR

**Biota:** biologiskt liv, djur och växter

**Bottenfauna:** organismer som lever på botten

**Fibersediment:** sediment innehållande fibrer som släpptes ut från slipmassfabriken

**Förstudie:** första undersökningssteget efter inventeringen av ett förorenat område

**Hg:** kemisk beteckning för kvicksilver

**Huvudstudie:** sista undersökningssteget av ett förorenat område, skall ge underlag för beslut om eventuell åtgärd.

**Me-Hg:** metylkvicksilver, organisk form av kvicksilver

**MIFO:** Metodik för Inventering av Förorenade Områden (Naturvårdsverket rapport 4918)

**Sedimentfälla:** anordning för att samla in suspendat

**Suspendat:** sedimentpartiklar i vatten

**TS:** torrsubstans (förhållandet mellan torrsvikt och våt vikt, anges i %)



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>SYFTE OCH AVGRÄNSNING</b> .....	<b>10</b>
2.1	SYFTE.....	10
2.2	AVGRÄNSNING.....	10
<b>3</b>	<b>HISTORIK OCH TIDIGARE VERKSAMHET</b> .....	<b>10</b>
<b>4</b>	<b>OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>11</b>
4.1	LOKALISERING.....	11
4.2	KULTURMILJÖ.....	12
4.3	NATURMILJÖ.....	13
4.4	MARKANVÄNDNING.....	14
<b>5</b>	<b>UNDERSÖKNINGAR</b> .....	<b>14</b>
5.1	TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR OCH UTREDNINGAR.....	14
5.1.1	<i>Effekter av utsläpp av fenykviksilver till Notviken (Luleå kommun, 1989)</i> .....	14
5.1.2	<i>Radarmätning över fiberbank i Notviken (SGAB, 1989)</i> .....	14
5.1.3	<i>Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vattnet i Notviken (Luleå kommun, 1990)</i> .....	15
5.1.4	<i>Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll (J&amp;W, 1994)</i> .....	15
5.1.5	<i>Vattenkontroll i samband med spontningsarbeten (MRM Konsult AB, 1995)</i> .....	15
5.1.6	<i>Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning (MRM Konsult AB, 2001)</i> .....	15
5.1.7	<i>Förorenad mark i Luleå (Luleå kommun, 1999)</i> .....	15
5.1.8	<i>Fördjupad förstudie (AB Bothniakonsult, 2005)</i> .....	15
5.2	UNDERSÖKNINGAR INOM RAMEN FÖR HUVUDSTUDIEN.....	16
5.2.1	<i>Referensundersökningen</i> .....	16
5.2.2	<i>Biologiska undersökningar</i> .....	16
5.2.3	<i>Sedimentkartering</i> .....	16
5.2.4	<i>Strömmingsmätning och vattenmodellering</i> .....	17
<b>6</b>	<b>RESULTAT</b> .....	<b>17</b>
6.1	REFERENSUNDERSÖKNINGEN.....	17
6.2	BIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR.....	18
6.3	SEDIMENTKARTERING.....	18
6.4	STRÖMMÄTNING OCH VATTENMODELLERING.....	18
<b>7</b>	<b>RISKBEDÖMNING</b> .....	<b>19</b>
7.1	PROBLEMBESKRIVNING.....	19
7.1.1	<i>Föroreningskällan</i> .....	20
7.1.2	<i>Spridning av föroreningar</i> .....	20
7.1.3	<i>Skyddsobjekt</i> .....	20
7.1.4	<i>Konceptuell modell</i> .....	20
7.2	MASSBALANS.....	21
7.3	BEDÖMNING AV EFFEKTER.....	25
7.3.1	<i>Risker för miljön i Notviken</i> .....	25
7.3.2	<i>Risker för miljön i Lule älv och Bottenviken</i> .....	26
7.3.3	<i>Risker för människor</i> .....	26
7.4	SAMLAD RISKBEDÖMNING.....	27
7.4.1	<i>Risker idag</i> .....	28
7.4.2	<i>Risker i framtiden</i> .....	28
7.4.3	<i>Åtgärdsbehov?</i> .....	29
<b>8</b>	<b>ÅTGÄRDSUTREDNING</b> .....	<b>30</b>
8.1	ÅTGÄRDSMÅL OCH AMBITIONSNIVÅER.....	30

8.2	ÅTGÄRDSMETODER FÖR FÖRORENADE SEDIMENT .....	31
8.2.1	<i>Allmänt</i> .....	31
8.2.2	<i>Täckning</i> .....	31
8.2.3	<i>Muddring</i> .....	32
8.2.4	<i>Avvattning av förorenade sediment</i> .....	32
8.2.5	<i>Behandling av avvattnade muddermassor</i> .....	33
8.2.6	<i>Slutförvaring genom deponering</i> .....	34
8.2.7	<i>Slutförvaring genom nyttiggörande för fyllningsändamål</i> .....	35
8.3	OMFATTNING OCH MILJÖNYTTA AV ÅTGÄRDER FÖR RESPEKTIVE AMBITIONSNIVÅ .....	35
8.3.1	<i>Nivå 1 - Administrativa styrmedel</i> .....	35
8.3.2	<i>Nivå 2 - Åtgärder omfattande endast fibersediment</i> .....	36
8.3.3	<i>Nivå 3 - Åtgärder omfattande området med höga kvicksilverhalter (&gt;1 mg/kg TS)</i> .....	37
8.3.4	<i>Nivå 4 - Åtgärder omfattande hela det förorenade området (&gt;0,3 mg/kg TS)</i> .....	37
8.4	VAL AV ÅTGÄRDSMETODER OCH OMFATTNING – TEKNISKT OCH EKONOMISKT UNDERLAG .....	38
8.4.1	<i>Sammanfattande bedömning av åtgärdsmetoder för efterbehandling av Notvikens sediment</i> .....	38
8.4.2	<i>Kostnader beroende på val av åtgärdsmetoder och omfattning</i> .....	39
<b>9</b>	<b>REFERENSER</b> .....	<b>41</b>
9.1	TRYCKTA REFERENSER .....	41
9.2	ELEKTRONISKA REFERENSER .....	42
9.3	MUNTliga REFERENSER .....	42

## 1 INLEDNING

Luleå kommun genomför under 2006-2008 en huvudstudie av de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll. Huvudstudien genomförs enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Projektgruppen består av representanter från kommunen och länsstyrelsen. Envipro Miljöteknik har handlat upp för planering och genomförande av huvudstudien. SGU medverkar som projektstöd till länsstyrelsen.

En slipmassefabrik byggdes i Karlshäll åren 1911-1912. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Driften pågick fram till 1962.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de sedimentområden som förorenats av verksamheten vid träsliperiet, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Luleå älv och Bottenviken.

Föreliggande rapport avseende en sammanfattning av huvudstudiearbetet har utarbetats av Veronica Östman, Henrik Eriksson och Pär Elander, Hifab AB/Envipro Miljöteknik.

## 2 SYFTE OCH AVGRÄNSNING

### 2.1 Syfte

Syftet med denna rapport är att sammanfatta det viktigaste materialet och slutsatserna från huvudstudiens delrapporter till en sammanfattande huvudstudierapport. Alla resultat och slutsatser i denna rapport är hämtade ur den information som finns i projektets delrapporter.

### 2.2 Avgränsning

Föreliggande rapport behandlar inte riskvärdering, ansvarsutredning, planering och förberedelser inför framtida åtgärder samt miljökontrollprogram. Dessa avsnitt återfinns i egna rapporter och PM. Denna rapport (och undersökning) behandlar enbart effekterna av verksamheten vid slipmassefabriken i den akvatiska miljön och tar inte upp frågeställningar kring byggnader och mark inom industriområdet.

## 3 HISTORIK OCH TIDIGARE VERKSAMHET

I Karlshäll byggdes under åren 1911-1912 en slipmassefabrik. Samtidigt bildades Luleå träsliperi AB. Företaget köptes 1917 upp av Baltiska Trävaruaktiebolaget och såldes därefter 1918 till AB Ytterstfors-Munksund som slutligen blev Munksund AB. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Driften pågick fram till 1962 (Luleå kommun, 1989).

Timmer flottades till Notviken via Luleälven och togs där upp i anslutning till magasinen. Timmer transporterades också till området på järnväg och tippades i Notviken via en pir som ligger på östra sidan om magasinen. Som mest förbrukades under ett år ungefär 65 000 m<sup>3</sup> granved. Produktionen var då 50 000 våton slipmassa. Under vintern förvarades timmer längs stranden. Timmer togs upp och transporterades till rensriet för barkning via ett transportband. När timret barkats fördes det till sliperiet där det omvandlades till slipmassa. Slipmassan formades till ark som förvarades i magasinen i väntan på export. (Luleå kommun, 1989)

I processen användes vatten som pumpades upp från viken. Användningen av fenylkvicksilveracetat introducerades vid företaget 1952 (Luleå kommun, 1989). Under åren 1952-1962 blandades fenylkvicksilveracetat i processvattnet för att förhindra svamp och mögelangrepp på slipmassearken. Överblivet processvatten, med träfibrer i, leddes via träledning ut i viken. Troligen användes fenylkvicksilveracetat även som slembekämpningsmedel i fiberavloppet från slipmassetillverkningen.

I Figur 1 ses ett utsnitt ur ekonomiska kartan från 1948 (baserad på flygbilder tagna 1943-44) visande fabriksområdet. Längst norrut på området ses magasinerna där slipmassearken förvarades. Söder om dem går järnvägen som timmer fraktades dit på. Cirka 200 m söder om magasinerna låg själva sliperiet (största byggnaden). I Notviken, öster om industriområdet, kan de fiberbankar som bildades där processvattnet gick ut tydligt urskiljas. I bilden är även dagens strandlinje markerad (med röd streckad linje).



**Figur 1** Träslipmassfabriken i Karlshäll. Utsnitt ur Ekonomiska kartan från 1948. Kartblad 24 L Luleå 8 h Karlsvik, Rikets allmänna kartverk. Röd streckad linje markerar dagens strandlinje (ej exakt).

## 4 OMRÅDESBESKRIVNING

### 4.1 Lokalisering

Karlshälls före detta industriområde är beläget vid Notvikens södra strand, fågelvägen ca 4,5 km nordväst om Luleå centrum, se karta i Figur 2.

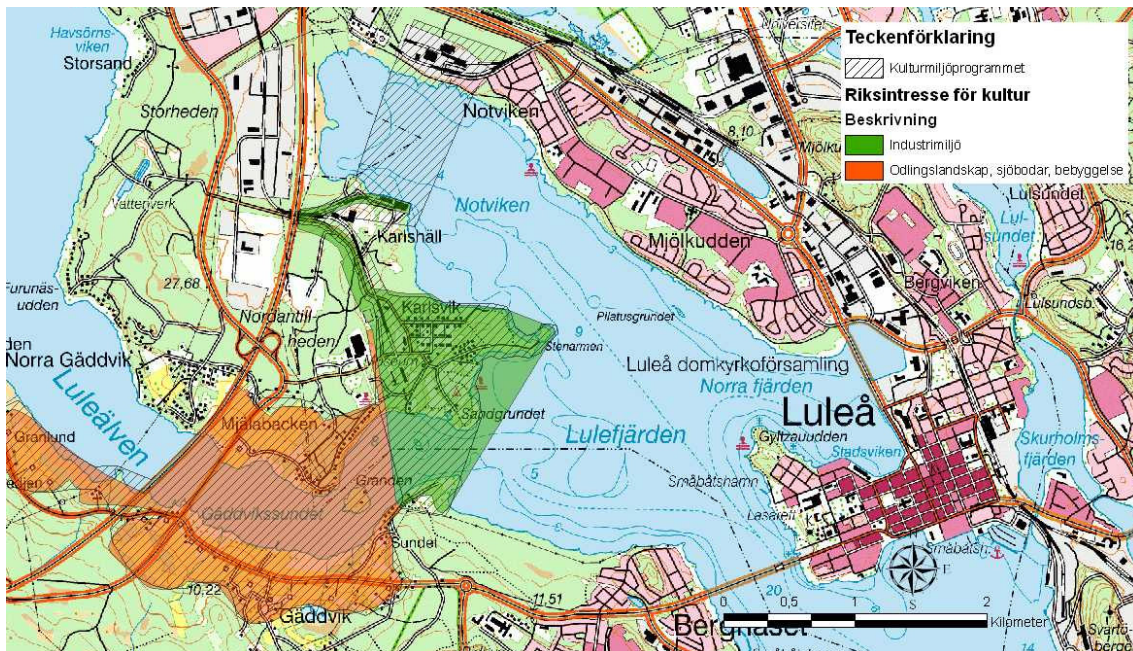


Figur 2 Översiktskarta. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur DinKarta™.

## 4.2 Kulturmiljö

Längs Notviken norra sida finns idag ett antal större bostadsområden samt ett mindre industriområde. Den strandnära marken nyttjas i friluftssyfte med ett flertal mindre bad- och grillplatser samt en mindre gång- och cykelbana. Det finns även ett antal båtbygggar.

På södra sidan om Notviken finns områden med kulturellt historiskt värde i form av det före detta industriområdet i Karlshäll och det före detta järnbruket i Karlsvik. I Figur 3 redovisas de områden som berörs av kulturmiljöprogrammet samt som utgör riksintresse för kultur. Kulturmiljöprogrammet visar områden som är regionalt och nationellt intressanta av Norrbottens synliga historia.



Figur 3 Översiktskarta med områden för "kulturmiljöprogrammet" och riksintresse för kultur markerat.

Intill magasinerna i Karlshäll finns en kran och en ramp som används för sjösättning och upptagning av båtar. I Notviken förekommer sportfiske. Hela området, inkluderande både vatten- och landområden, öster om väg E4 är förklarad riksintresse för friluftsliv (Länkartor, 2008).

### 4.3 Naturmiljö

Notviken är en del av Luleälven och ligger vid älvens utlopp i Bottenviken. Notviken är grund och mäter som mest cirka 9 m djup i ett mindre område vid vikens mynning. Omgivande terräng är relativt flack. Strandområdet längs viken vid Karlshäll är sankt och beväxt med tät slyskog. Marken i anslutning till det före detta industriområdet är beväxt med tall- och slyskog och sluttar flack mot vattnet.

Enligt jordartskarta 24L Luleå NO (SGU serie Ak nr 12) består markområdena norr om Notviken av morän med i huvudsak osvallat ytskikt. Den "landtunga" som Karlshäll är belägen på är en del av en större nordväst-sydostlig isälvsavlagring bestående av huvudsakligen sandiga isälvsediment. På ett mindre område mellan Karlshäll och Karlsvik finns ett inslag av svallsediment (huvudsakligen grovmo-sand). På den detaljerade jordartskarta i Luleå kommuns databas anges att det före detta industriområdet ligger på ett område med grovsediment och att kanten av viken nära industriområdet utgörs av fyllnadsmassor med ett inslag av torv. Området är geologiskt intressant enligt kommunens naturvårdsplan.

Enligt Skogsstyrelsens inventering (Skogsvårdsstyrelsen, 2008) finns sumpskog av typen strandskog vid tre lokaler längs Notvikens strand. Ett område återfinns vid Karlsvik (naturvärdesklass 2) och de andra två på norra sidan längst in i viken (naturvärdesklass 3). Sumpskog innefattar all trädbärande blöt mark där träden har en medelhöjd på minst 3 m, och trädens krontäckningsgrad är minst 30 %. Strandskog är sumpskog som försörjs med vatten huvudsakligen genom översvämning eller p.g.a. vattenståndsvariationer från angränsande sjö, vattendrag eller hav (marin strandskog).

Längs Notvikens stränder växer sävväxter (agnsäv, knappsäv) och starrväxter (norrlandsstarr, flaskstarr). I vattnet finns vass, igelknopp och sjöfräken samt flytväxter som gul näckros och pilblad. Under vattentytan återfinns arter som exempelvis ålnate (bottenväxande) och kransslinga (Westerberg, 2008).

Landhöjningen är i denna del av landet cirka 8 mm/år (Lantmäteriet, 2007; SMHI, 2007) vilket innebär att strandlinjen kommer att förändras över tid.

I Notviken finns fiskar som mört, abborre, spigg, elritsa, id, braxen och gädda. I älven vandrar havsöring, harr och lax. Även sik och siklöja finns i området i lektider. (Blomkvist, 2008)

Fåglar som förekommer i Notviken under längre eller kortare perioder är olika typer av måsfåglar, andfåglar, lommar, snäppor, strandskator, pipare och doppingar (Artportalen, 2008). Även rovfåglar som fiskgjuse och havsörn rör sig i området (Backe, 2008).

#### **4.4 Markanvändning**

Enligt Fördjupad översiktsplan Luleå tätort anges att kommunstyrelsen anser att Notviken ska betraktas som ekologiskt särskilt känslig. Notviken ingår i Luleälvens fiskevårdsområde samt i ett större område för friluftsliv, naturvård och ekologi. Vidare anges det att Notviken, utanför Karlshäll, används för vattenskidåkning.

I anslutning till den innersta delen av viken passerar väg E:4 vid kanten av ett industriområde. Längs den norra delen av Notviken ligger bostadsområden med villor och hyreshus. Längs stranden går en cykelbana och flera mindre bad- och båtplatser finns.

Landområdet vid Karlshäll anges vara arbetsområde och föreslås utvidgas och användas som detsamma även fortsättningsvis enligt den fördjupade översiktsplanen. Vidare säger den att de områden som omgärdar Karlshäll och Karlsvik är bevarandeområden för friluftsliv, naturvård och ekologiska funktioner.

## **5 UNDERSÖKNINGAR**

### **5.1 Tidigare undersökningar och utredningar**

#### *5.1.1 Effekter av utsläpp av fenykvicksilver till Notviken (Luleå kommun, 1989)*

Provtagning av sediment utfördes i fyra provpunkter i Notviken samt en referenspunkt utanför Gammelstad. Provfiske av gädda utfördes under två tillfällen i Notviken. En referensgädda fångades utanför Bälinge.

Undersökningen visade att belastningen på gäddorna i Notviken var liten. Ingen av de uppmätta halterna översteg bakgrundsvärdet för gäddor i sjöar (0,3 mg Hg/kg). Uppmätta kvicksilverhalter i prover från Notviken var cirka 100 gånger högre än i prov taget vid Gammelstad.

#### *5.1.2 Radarmätning över fiberbank i Notviken (SGAB, 1989)*

Försök att uppskatta sedimenttjockleken i Notviken gjordes efter att georadarmätningar utförts. Metoden fungerade inte i vissa områden på grund av dämpning beroende på dels stort vattendjup dels på sedimenten själva. Resultatet av undersökningen antyder att det inte finns fibersediment längst in i Notviken men att fiberbankarna längs Notvikens sydsida, vid Karlshäll, överstiger 1,2 m.

### 5.1.3 *Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vattnet i Notviken (Luleå kommun, 1990)*

Provtagning utfördes i tre profiler i sedimenten med sammanlagt 14 provpunkter. Kviksilver återfanns i samtliga prov. Provfiske av gädda visade att gäddorna hade halter som låg på bakgrundsvärdesnivå. Kviksilverhalterna i de insamlade vattenproven låg under detektionsgräns (<20 ng/g).

### 5.1.4 *Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll (J&W, 1994)*

Åtta sedimentprover togs i samband med en förundersökning inför reparation av kajen. Resultatet av de insamlade samlingsproven visade kvicksilverhalter mellan 0,1 och 0,4 mg/kg TS.

### 5.1.5 *Vattenkontroll i samband med spontningsarbeten (MRM Konsult AB, 1995)*

Vattenprover togs i samband med spontningsarbeten på kajen vid Karlshäll. Prover togs vid sex tillfällen på tre djup inom ett avstånd på 150-1 500 m från kajkanten. Proven analyserades med avseende på metaller samt halten suspenderande ämnen. Halten suspenderade ämnen understeg i samtliga fall detektionsnivån 5 mg/l. Inga kvicksilverhalter över detektionsnivån 0,2 µg/l kunde uppmätas.

### 5.1.6 *Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning (MRM Konsult AB, 2001)*

Prov togs och analyserades med avseende på kvicksilver i mark under magasinen, i mark på industriområdet och i strandnära sediment. Även XRF-mätningar på golvplankor i magasinen utfördes. Förhöjda halter av kvicksilver påvisades i magasinets golv och i sedimenten. Provtagningar i sedimenten visade på kvicksilverhalter på 5-7,8 mg/kg. Den totala mängden kvicksilver beräknades till några hundra kg. Området avgränsades inte men arealen på det förorenade området bedömdes uppgå till ca 250 ha.

### 5.1.7 *Förorenad mark i Luleå (Luleå kommun, 1999)*

Miljökontoret genomförde en MIFO-inventering av förorenade områden i Luleå kommun. Fibersedimenten i Notviken placerades i riskklass 1, dvs. en mycket stor risk. Det rekommenderades att fibersedimenten skulle undersökas enligt MIFO fas 2.

### 5.1.8 *Fördjupad förstudie (AB Bothniakonsult, 2005)*

Förstudien bestod av undersökningar av sediment, mark, byggnader, vatten, grundvatten och vattenlevande biota samt jämförelser med ett referensområde.

Jämförelser av fisk visade på förhöjda halter i Notviken jämfört med referensområdet men halterna översteg inte livsmedelsverkets riktvärde. Bottenfaunaundersökningen visade på påverkan men det kunde inte avgöras om påverkan var avhängig av kvicksilverföroreningen eller att bottenmiljön är förändrad på grund av fiber och barkrester. I vatten- och grundvattenanalyserna uppmättes inga kvicksilverhalter överstigande Naturvårdsverkets bakgrundshalter för norra Sverige respektive det hälsorelaterade gränsvärdet för dricksvatten. I byggnaderna (magasinen) återfanns kvicksilver i ytskikten på golv, stomme och vägg. Uppmätta halter av kvicksilver i mark under magasinen låg alla under Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning. Volymen fibersediment uppskattades till 380 000 m<sup>3</sup>. Denna volym skulle enligt beräkningar utifrån uppmätta halter innehålla 50-200 kg kvicksilver och 3-15 kg metylkvicksilver.

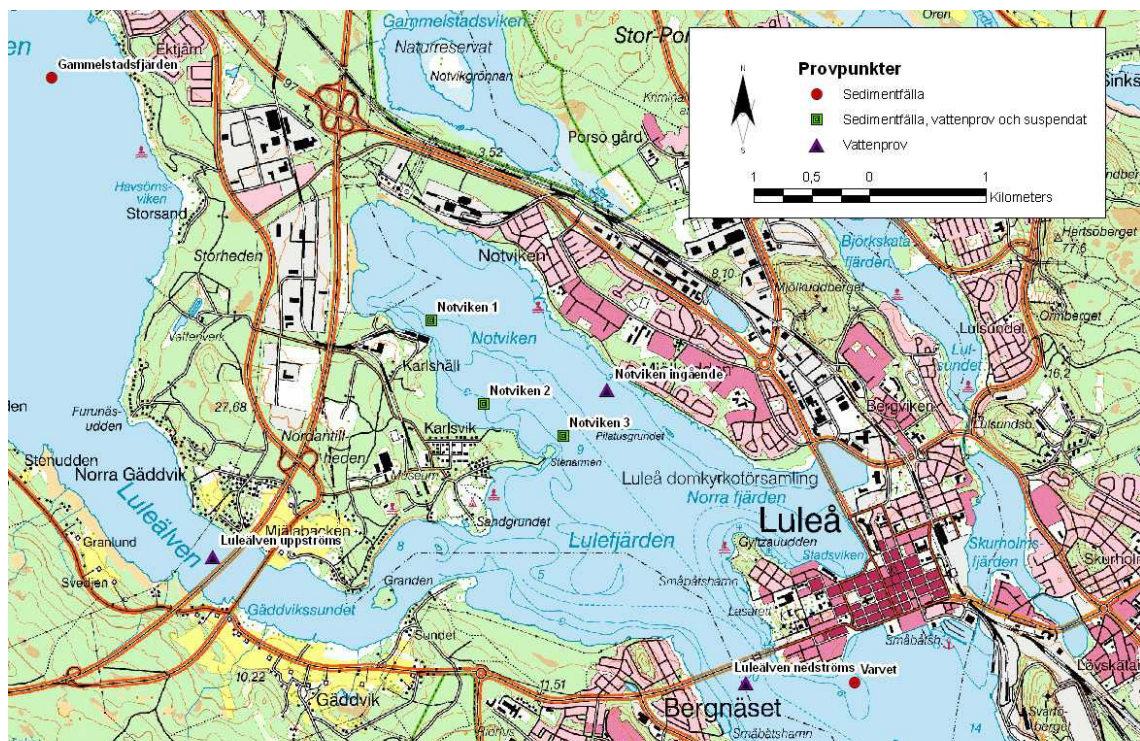


## 5.2 Undersökningar inom ramen för huvudstudien

### 5.2.1 Referensundersökningen

Inom ramen för referensundersökningen har provtagningar av ytvatten och suspenderat i Notviken och Luleälven utförts med jämna intervall under 1 års tid. Provtagning av suspenderat har skett både genom aktiv provtagning med filter och genom passiv provtagning med sedimentfällor. I sedimentfällorna fångas partiklar som sedermera skulle ha sedimenterat och bildat bottensediment. Aktiv suspenderatprovtagning innefattar tre olika mätningar, suspenderatbelastning, metaller i löst fas och metaller i suspenderat. Efter uppsamling av vatten transporterades dunkarna till en lokal inomhus för filtrering. Filtren och vattenprov lämnas till laboratorium för analys.

I Figur 4 finns en karta som visar provtagningspunkterna. Noggrannare beskrivningar av provtagningen återfinns i rapport 2007:06 (Envipro Miljöteknik, 2008a).



**Figur 4** Provpunkternas placering samt beteckning.

### 5.2.2 Biologiska undersökningar

Biologiska undersökningar har utförts i Notviken och ett referensområde utanför Avan och Södra Sunderbyn genom att bottenlevande djur och snäckor har insamlats samt fisk fångats och sedan analyserats. En studie har även utförts på mundelsskadeförekomst hos fjärdermygglarver. En bestämning av trofograd har genomförts för Notviken. Noggrannare beskrivningar av undersökningarna återfinns i rapport 2007:07 (Pelagia Miljökonsult AB, 2007).

### 5.2.3 Sedimentkartering

Sedimentkartering har utförts i Notviken genom provtagning av sedimentproppar i cirka 110 provpunkter. Sedimenten har undersökts avseende typ, fiberinnehåll, tekniska egenskaper samt innehåll av

kvicksilver och organiskt material. Utförligare beskrivningar av metodik och resultat för karteringen återfinns i rapport 2007:8 (MiljöManagement Svenska AB, 2007).

#### 5.2.4 Strömningsmätning och vattenmodellering

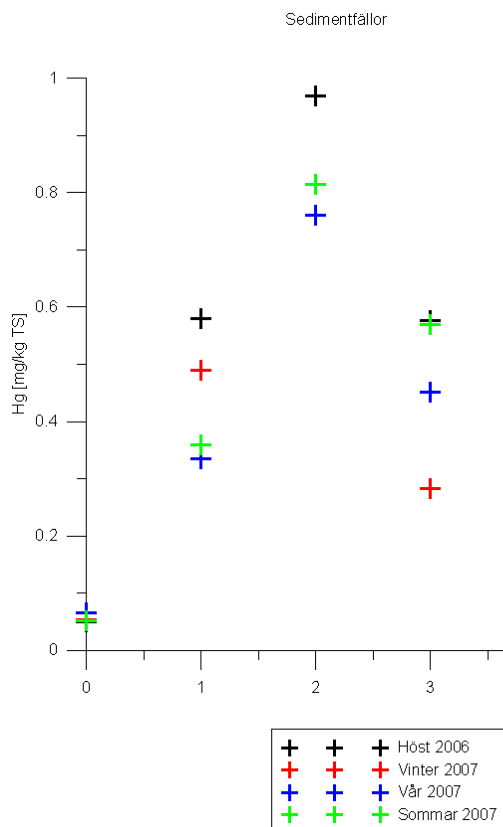
Mätningar av strömningshastighet i Notviken har utförts både under istäckta och isfria förhållanden. En modell av strömbilden och föroreningstransporten togs också fram. Ytterligare beskrivningar och noggrannare resultat finns i rapport 2007:09 (Ramböll, 2008).

## 6 RESULTAT

### 6.1 Referensundersökningen

Vid samtliga mättillfällen utom ett har halterna av Hg i vatten legat under rapporteringsgränsen 0,002 µg/l, vilket även är den naturliga bakgrundshalten i sjöar och vattendrag i norra Sverige (Naturvårdsverket, 1999). Halten av metylkvicksilver har legat under rapporteringsgränsen (0,04-0,07 ng/l) vid de flesta tillfällen.

Gemensamt för sedimentfällor placerade i Notviken är att de tenderar att ha högst halt under höst och lägre halt under vinter och vår (Figur 5). Referensfällorna uppvisar halter som är jämna under året och för Gammelstadsfjärden (uppströms Notviken) dessutom mycket låga. Vid nästan samtliga mätningar ligger kvicksilverhalterna högre inne i Notviken jämfört med referensfällorna.



**Figur 5. Sammanfattande redovisning av kvicksilver i sedimenterande material. Sedimentfälla 0 och 5 är referensfällor i Gammelstadsfjärden respektive vid Varvet. Sedimentfälla 1-4 var placerade inne i Notviken. Halter under rapporteringsgräns har satts till 0.**

Vidare visar resultat från sedimentfällorna att halten metylkvicksilver är högre under årets varmaste tid. Då metyleringen generellt gynnas av högre temperaturer är detta resultat inte anmärkningsvärt. Halten under sommarperioden är i storleksordningen 5-6 gånger högre än vid tidigare mätningar. En jämförelse inom och utanför Notviken visar generellt att metylkvicksilverhalterna är högre i fällorna inne i viken.

Aktiv provtagning av suspendat visar att generellt är suspendatbelastningen (i princip ett mått på mängden partikulärt material/känd volymsenhet) som högst under sommaren och som lägst under vintern. Att mängden suspendat är högst i juni verkar trovärdigt eftersom primärproduktionen är som högst under sommaren när vattnet är som varmast. Analyser med avseende på metallinnehåll visar att halterna av kvicksilver och metylkvicksilver legat under rapporteringsgräns vid alla mätningar utom en.

Resultaten av de utförda undersökningarna redovisas utförligare i rapport 2007:06 (Envipro Miljöteknik, 2008a).

## 6.2 Biologiska undersökningar

Analyserna av botten djur, snäckor och fisk (abborre och gädda) visar att de har mätbart högre halter jämfört med det lokala referensområdet. Halterna i Notvikens snäckor ligger över bakgrundsvärdet för Bottenviken. För fisk gäller att de uppmätta halterna inte överstiger livsmedelsverkets riktlinjer för konsumtion. Inga effekter i form av mundelsskador på fjädermygglarver kunde noteras. Sammantaget visade alla biologiska undersökningar, utom mundelsskadefrekvens på fjädermygglarver, på en tydlig påverkan av kvicksilver.

Noggrannare beskrivningar av undersökningarna återfinns i rapport 2007:07 (Pelagia Miljökonsult AB, 2007).

## 6.3 Sedimentkartering

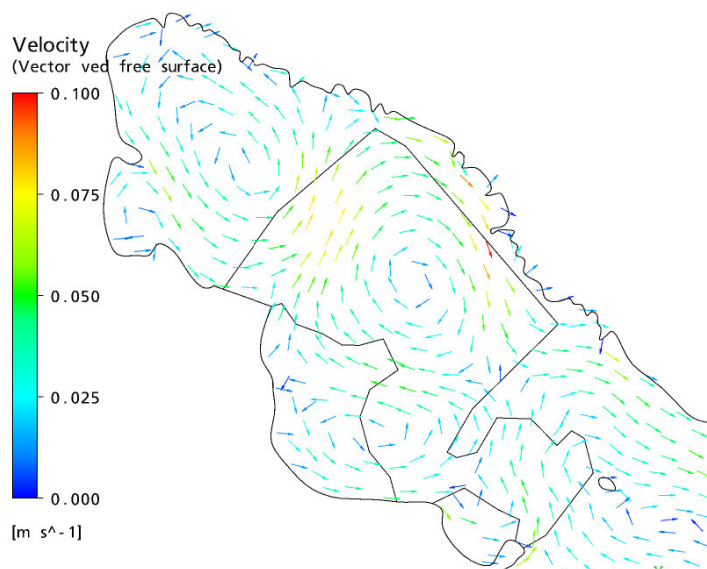
Utförda karteringar av sedimenten i Notviken visar att de vanligen består av ett övre löst lager av detritus/gyttja (5-10 cm). Under detta kommer ett 2-5 meter mäktigt lager bestående av lerig silt. Fibersediment förekommer i området mellan Karlshäll och Karlsvik. Fibersedimenten är mycket lösa till sin karaktär med låg skjvuhållfasthet och, på grund av fiberinnehållet, hög glödförlust (i medeltal cirka 67 %) och låg TS-halt (12 %).

Utförda kvicksilveranalyser visar att de högsta halterna av kvicksilver återfinns i området sydost om Karlshäll, i genomsnitt cirka 8 mg/kg. I detta område förekommer fibersediment, dvs. i princip det som släpptes ut från slipmassfabriken under drifttiden. Utanför fiberområdet är kvicksilverhalten i sedimenten lägre, i genomsnitt cirka 2 mg/kg. En stor del av Notviken håller låga kvicksilverhalter (mindre än 0,3 mg/kg). Redovisning av kvicksilverföroreningens utbredning återfinns i Figur 8

Utförligare beskrivningar av metodik och resultat för karteringen återfinns i rapport 2007:8 (Miljö-Management Svenska AB, 2007).

## 6.4 Strömmätning och vattenmodellering

Under islagda förhållanden, dvs. utan påverkan av vind, strömmar vatten från Luleälven inte direkt in i Notviken. Vid låga flöden (510 m<sup>3</sup>/s) sker inströmning vid Stenarmen och utströmning primärt vid Mjölkkudden. Vid höga flöden (>1200 m<sup>3</sup>/s) är flödesmönstret det omvända. Utströmning sker främst vid botten och inströmning vid ytan. Vid större flöden i älven sker en ökning av vattenhastigheter inne i Notviken. Hastigheterna i viken ligger dock i samtliga simuleringar mellan 0-2 cm/s, vilket är ett relativt litet flöde.



**Figur 6** Huvudsakliga bedömda strömningsriktningar och vattenhastigheter vid ytan vid mättilfälle 2 (2007-05-23). Vindriktning 300°, vindstyrka 6-7 m/s.

Även under påverkan av vind sker inströmningen till Notviken vid Stenarmen och utströmningen primärt sker vid Mjölkkudden. Utströmningen sker vid botten och inströmningen sker i ytan. En bild av strömningen under isfria förhållanden tillsammans med vattenhastigheten i ytan redovisas i Figur 6.

Ytterligare beskrivningar och noggrannare resultat finns i rapport 2007:09 (Ramböll, 2008).

## 7 RISKBEDÖMNING

I följande kapitel ges en sammanfattning av den fördjupade miljö- och hälsoriskbedömningen för Notviken. Den har utarbetats enligt den struktur som anvisas av Naturvårdsverket. Riskbedömningen består förenklat sett av fyra moment:

- Problembeskrivning
- Bedömning av halter, spridning och exponering (massbalans)
- Bedömning av effekter
- Sammanvägd riskbedömning

De fyra momenten sammanfattas under respektive rubrik nedan. Riskbedömningen redovisas i sin helhet i rapport 2007:05 (Envipro Miljöteknik, 2008b).

### 7.1 Problembeskrivning

En problembeskrivning för det förorenade området tas fram för att få en översikt över vad föroreningskällan består av, hur spridning av förorening kan ske till omgivande områden, djur eller människor.

### 7.1.1 Föroreningskällan

Föroreningskällan i fallet Notviken utgörs av sediment. Genomförda undersökningar har visat att kvicksilver och metylkvicksilver (en organisk form av kvicksilver) är de föroreningar som förekommer.

För människor är den främsta risken med kvicksilver (speciellt metylkvicksilver) negativa effekter på nervsystemet och dess utveckling. Förutom nervsystemet kan hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet och njurarna påverkas negativt.

Metylkvicksilver är mer toxisk än metalliskt kvicksilver. Detta eftersom föreningen tas upp snabbare än metalliskt kvicksilver och även utsöndras långsammare. Metylkvicksilver kan överföras från modern till fostret och passera fostrets blod-hjärnbarriär. Redan vid låga halter kan detta troligen innebära en hämning av den mentala utvecklingen.

Metylkvicksilver är också fettlösligt, vilket bl.a. leder till bioackumulation i t.ex. fisk. Större delen av kvicksilverinnehållet i fisk kan t.ex. utgöras av metylkvicksilver. Detta innebär att människor som äter mycket fisk kan vara särskilt utsatta. Bioackumulationen av metylkvicksilver innebär också en risk för exempelvis fiskätande däggdjur.

### 7.1.2 Spridning av föroreningar

Från sedimenten kan föroreningar spridas till nedströms belägna områden samt till djur och människor. De processer som bedöms orsaka läckage (spridning) av föroreningar idag från Notvikens sediment är:

- **Resuspension**, vilket innebär att sedimenten "rörs om" på grund av inverkan från vågor eller båtar.
- **Diffusion**, vilket innebär att molekyler vandrar från en hög till en låg halt för att jämna ut skillnader i halt av ämnet.
- **Förångning**, kvicksilver tillhör en av de få metaller som kan förångas vid temperaturer som förekommer normalt i naturen.

Dessa processer bedöms även vara aktuella i framtiden. I framtiden kan ett ökat läckage möjligen även ske som en effekt av **landhöjningen**. Detta beroende på att vattendjupet till de kvicksilverförorenade sedimenten minskar, vilket leder till att påverkan från vågor kan öka och därmed omrörningen av sedimenten.

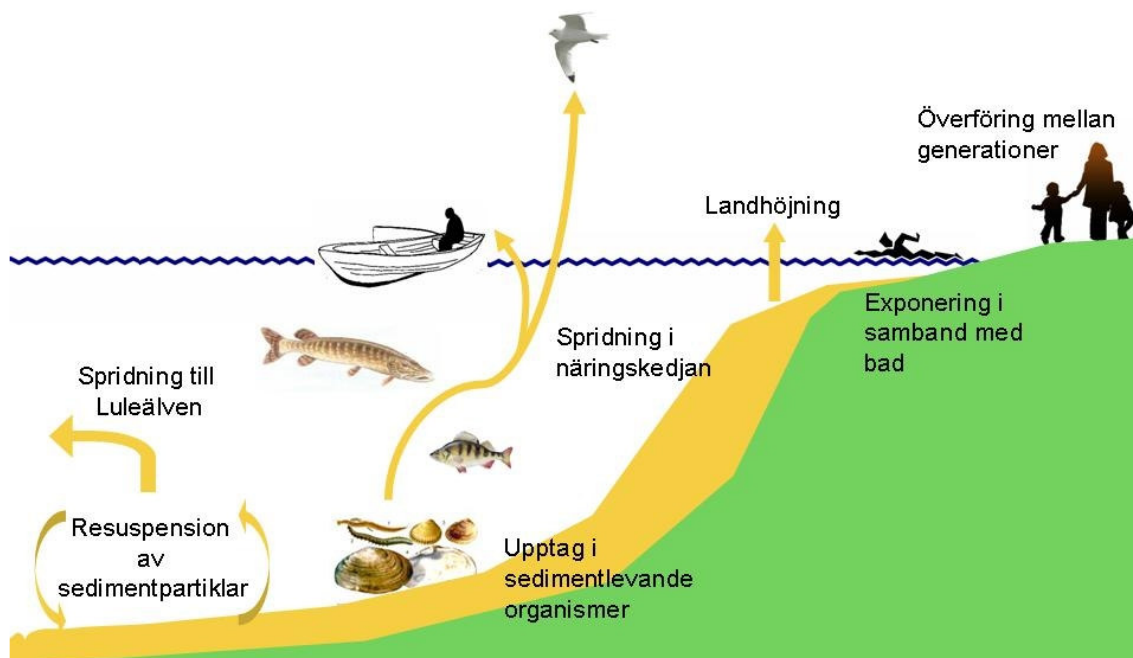
### 7.1.3 Skyddsobjekt

Skyddsobjekt är djur och människor men även andra naturområden som kan exponeras eller belastas av kvicksilver och metylkvicksilver från Notviken. Följande skyddsobjekt har identifierats:

- Djur som lever i Notviken och djur som söker sin föda i Notviken.
- Djur som lever i eller söker sin föda i Lule älv och Bottenviken (Östersjön)
- Människor som vistas och badar i Notviken
- Människor som intar fisk som fångats i Notviken

### 7.1.4 Konceptuell modell

En sammanfattande bild av hur människor och djur kan exponeras för kvicksilverföroreningen samt hur spridningen sker redovisas i Figur 7.

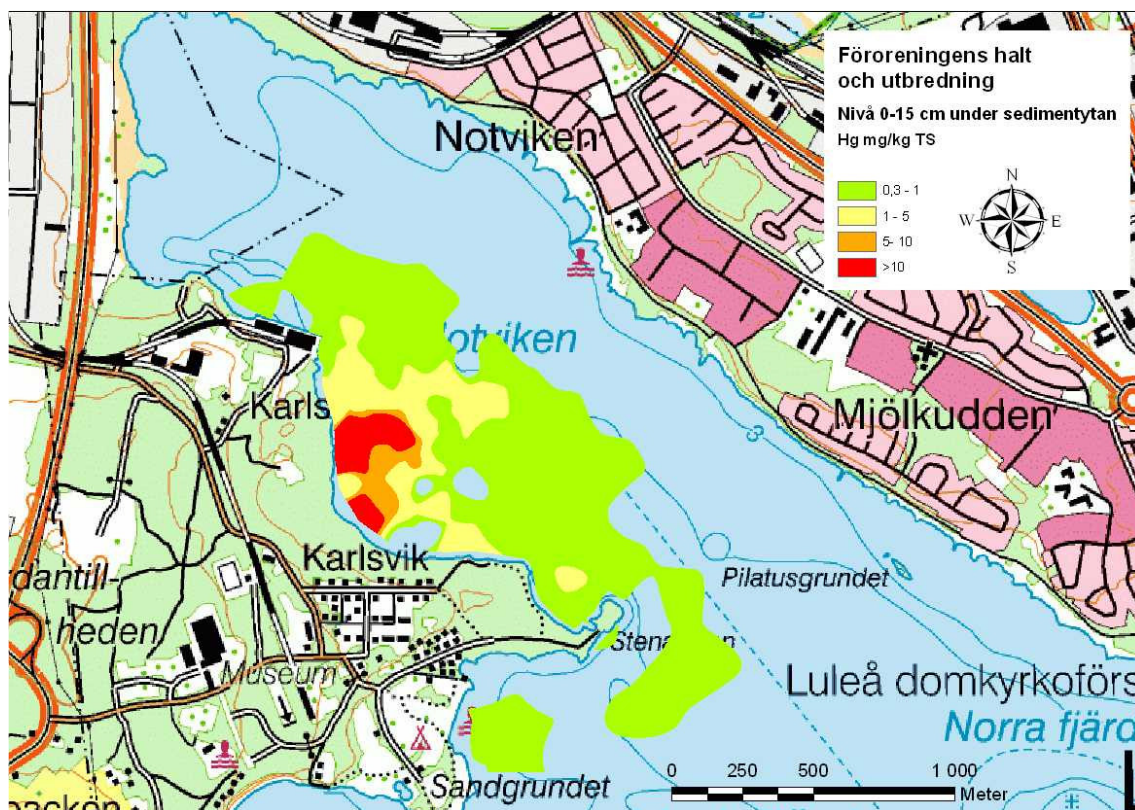


**Figur 7** Konceptuell modell för exponeringssituationen i Notviken.

## 7.2 Massbalans

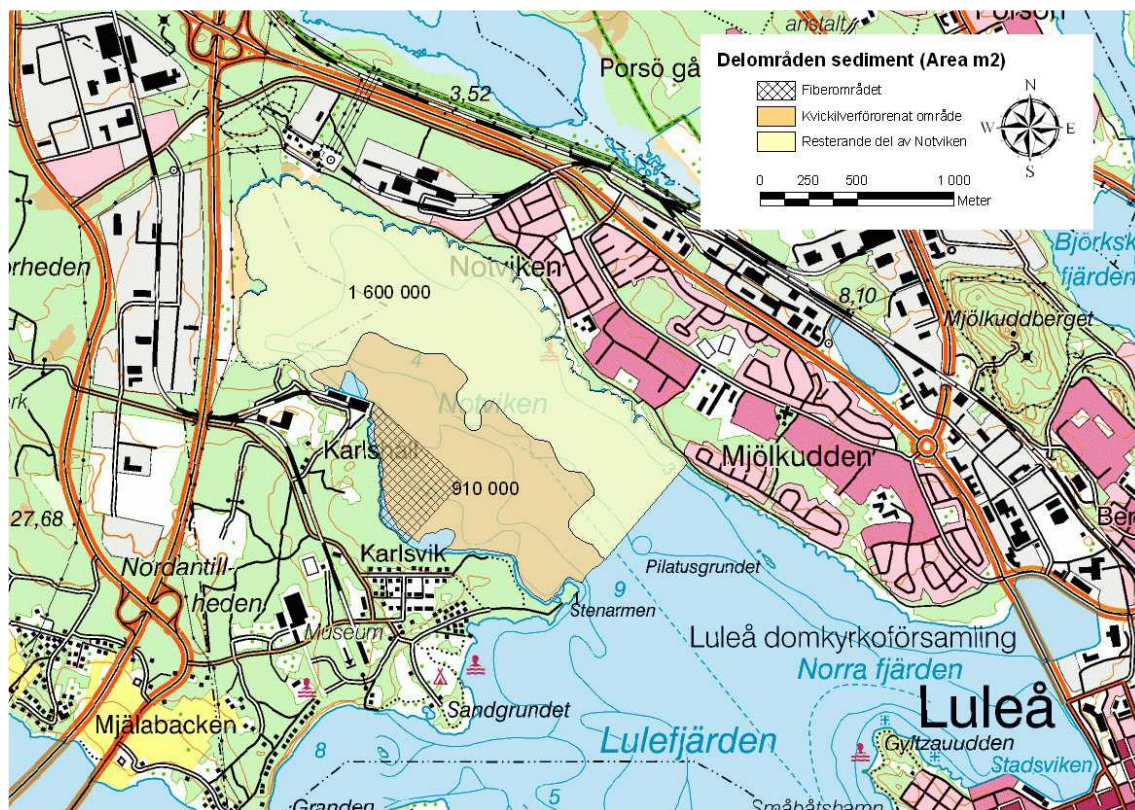
I en massbalans kvantifieras de flöden av kvicksilver och metylkvicksilver som sker mellan olika medier, exempelvis transport via ytvatten till recipienten eller diffusionen från sedimenten till vattenpelaren. Ett viktigt mål för massbalansen är att leverera ett underlag till åtgärdsutredningen. Genom att en uppfattning om massflödena erhålls kan åtgärder styras till de källor som utgör de största riskerna.

En första utgångspunkt för att upprätta en massbalans är att ha en uppfattning om utbredningen av föroreningen, dvs. kvicksilver i fallet Notviken. En samlad bild av föroreningsutbredningen återfinns i Figur 8. Som jämförelsemått kan Naturvårdsverkets tillståndsklassning för kvicksilver i sediment anges. Halter under 0,3 mg/kg anses vara låga och halter över 1 mg/kg anses vara höga. Som lokala referensvärden kan analyser från Gammelstadsfjärden och nedströms gamla Gäddviksbron användas. I båda punkterna uppgick kvicksilverhalten till 0,01-0,02 mg/kg TS enligt tidigare genomförda undersökningar.



**Figur 8** Redovisning av utbredningen av kvicksilverförorenade sediment i Notviken. I figuren visas kvicksilverhalten i de översta 15 cm av sedimenten. Som jämförelse kan det nämnas att halter under 0,3 mg/kg klassas som låga av Naturvårdsverket och halter över 1 mg/kg klassas som höga.

Det kan konstateras att de högsta kvicksilverhalterna återfinns i viken sydost om Karlshäll. I det området förekommer fibersediment, dvs. i princip det material som släpptes ut då slipmassetillverkningen var igång i området. I fiberområdet är sedimenten i vissa delar förorenade med kvicksilver ner till 1,5-2 m djup. En ungefärlig utbredning för fiberområdet ses i Figur 9. Utanför fiberområdet finns sediment som är förorenade med kvicksilver men saknar tydligt inslag av fibersediment. Området benämns "kvicksilverförorenat område". Kviksilverhalten är generellt lägre jämfört med fiberområdet och mäktigheten på föroreningen betydligt lägre (cirka 0,5 m). Utanför det kvicksilverförorenade området är kvicksilverhalten lägre än 0,3 mg/kg och anses därför som låg. Detta område benämns "resterande del av Notviken" och betraktas som recipient, dvs. mottagare av kvicksilver som sprids från det förorenade området.



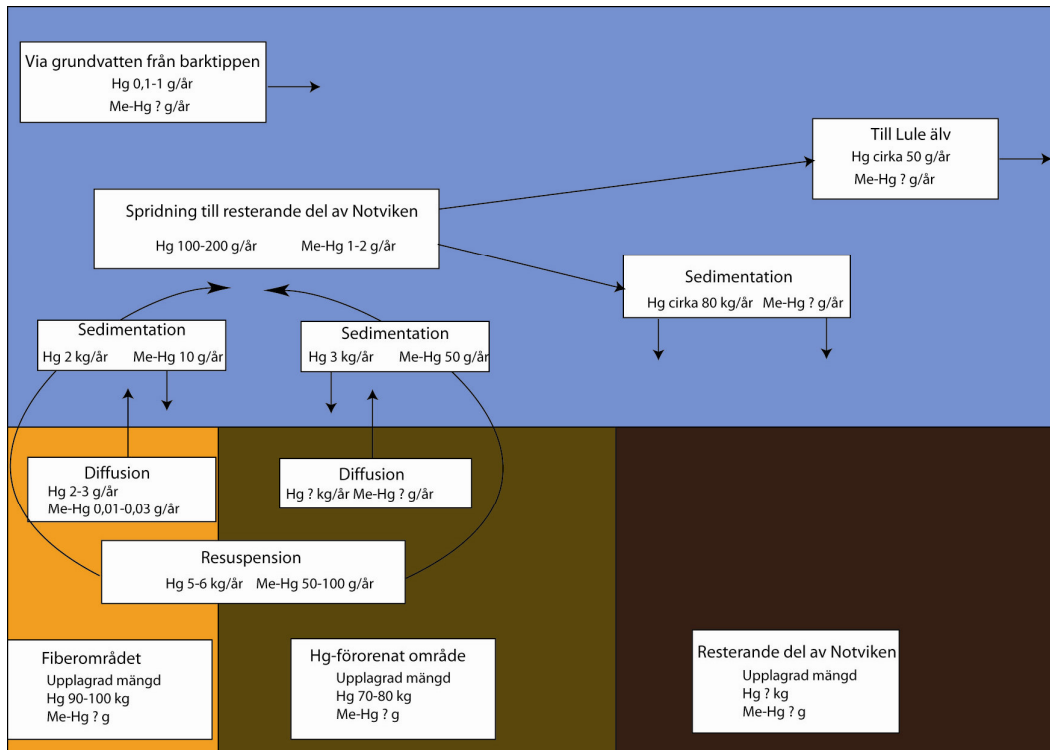
**Figur 9 Redovisning av delområden för sedimenten i Notviken. Kviksilverförorenade sediment förekommer i de områden som benämns "fiberområdet" och "kviksilverförorenat område". I området utanför ("resterande del av Notviken") är kviksilverhalten lägre än 0,3 mg/kg och klassas därmed som låg. Siffrorna 910 000 och 1 600 000 anger respektive delområdes area i m<sup>2</sup>.**

Baserat på indelningen i delområden i Figur 9 har en massbalans ställts upp för Notviken (Figur 10). Inom fiberområdet har det uppskattats att 90-100 kg kviksilver finns upplagrat. Mängden är större än vad som finns i det område (benämnt kviksilverförorenat) utanför fiberområdet där kviksilverhalten är högre än 0,3 mg/kg TS. Detta trots att arean för fiberområdet är betydligt mindre. I den del av Notviken där kviksilverhalten är lägre än 0,3 mg/kg TS (benämnd Resterande del av Notviken) har ingen mängduppskattning gjorts.

Via resuspension (omrörning) av de förorenade sedimenten frigörs kviksilver och metylkviksilver till Notvikens vatten. Det mesta av föroreningen faller tillbaka (sedimenterar) inom de områden som redan är förorenade (fiberområdet och det kviksilverförorenade området). Detta innebär att sedimentationen begränsar spridningen till resterande del av Notviken och Lule älv. Omrörningen som följs av återfallande sediment ger i princip att en intercirkulation av kviksilver och metylkviksilver sker i de redan förorenade områdena.

En spridning av föroreningar sker dock till resterande del av Notviken, där kviksilverhalten idag är låg. Spridningen uppskattas till 100- 200 g/år för kviksilver och 1-2 g/år för metylkviksilver. Från Notviken till Lule älv sker en transport på i storleksordningen 50 g Hg/år (Figur 11). Det årliga bidraget av kviksilver från Notviken till Lule älv utgör 0,08-0,3 % av den totala transporten i Lule älv. Notviken utgör cirka 0,04 % av Lule älvs tillrinningsområde. Slutsatsen som kan dras är att Notviken under vissa år bidrar med en oproportionerligt stor del av den totala transporten i älven.





Figur 10 Samlad massbalans vad gäller Hg och Me-Hg för Notviken.



Figur 11 Redovisning av spridning av kvikksilver från förorenade sediment till resterande del av Notviken samt från Notviken ut till Lule älv. Som jämförelse redovisas även beräknad transport i Lule älv.

Den interna spridningen av föroreningar i Notviken bedöms fortsätta i nuvarande omfattning i framtiden. Eftersom omrörningen är den mest betydande processen innebär det att ingen överlagring med rena sediment sker och därmed ingen minskad spridning. Att spridningen av fibersediment och kvicksilver skulle öka i framtiden under nuvarande förhållanden bedöms som mindre troligt.

Landhöjningen skulle i framtiden kunna innebära en ökad frigörelse av sediment från fiberområdet samt en ökad spridning till resterande del av Notviken. Detta då erosionen av sedimenten kan öka när vattendjupet minskar. I ett 100-årsperspektiv kan områden med mycket höga kvicksilverhalter påverkas av detta. Om en ökning av spridningen sker bedöms den bli mest påtaglig internt i Notviken. Detta kan på lång sikt innebära att områden som idag har låga kvicksilverhalter blir förorenade. Med dagens kunskap bedöms det som högst otroligt att spridningen ut från Notviken skulle öka i en sådan omfattning att bidraget till Lule älv blir betydande.

### 7.3 Bedömning av effekter

I detta kapitel görs en bedömning av vilka koncentrationer/doser som kan innebära negativa effekter på skyddsobjekten, dvs. djur som lever i Notviken och Lule älv, djur som söker sin föda i dessa områden samt människor.

#### 7.3.1 Risker för miljön i Notviken

För att bedöma riskerna för djur som lever i Notviken görs en sammanvägning av jämförelser med riktvärden samt utförda biologiska undersökningar. En sammanfattning ges i Tabell 1.

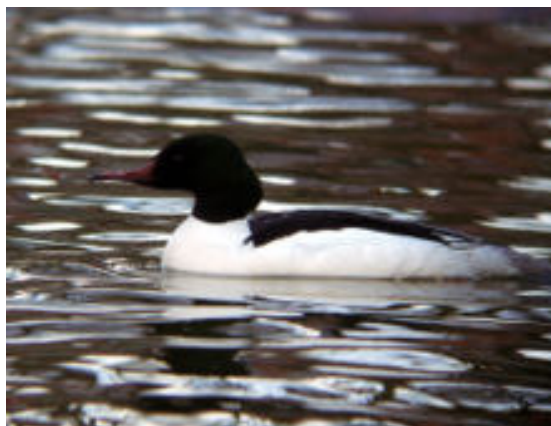
**Tabell 1 Sammanställning av riskbedömning för akvatiska organismer i Notviken.**

Medium	Undersökning	Riskbedömning akvatiska organismer	Kommentar
Sediment	Halter av Hg och Me-Hg i fast fas	Flertalet analyser över riktvärdena (lågriksvärden).	Sedimenten sannolikt toxiska för akvatiska organismer.
	Halter av Hg och Me-Hg i porvatten	Inga analyser över riktvärdena (lågriksvärden).	Ej toxiskt för akvatiska organismer.
Ytvatten	Halter av Hg och Me-Hg i ytvatten	Inga analyser över riktvärdena (lågriksvärden).	Ej toxiskt för akvatiska organismer.
	Halter av Hg och Me-Hg i bottenvatten	Inga analyser över riktvärdena (lågriksvärden).	Ej toxiskt för akvatiska organismer.
	Syreförhållanden i ytvatten och bottenvatten	Väl syresatt under hela året.	Ej toxiskt för akvatiska organismer.
Fisk	Upptag i abborre	Förhöjt upptag av Hg i småabborrar och abborrar av konsumtionsstorlek jämfört med lokala referensområden.	Tänkbart att det finns en påverkan.
	Upptag i gädda	Förhöjt upptag av Hg jämfört med lokala referensområden har påvisats 2004. Undersökningar 1989 och 1990 påvisade inte förhöjda upptag.	Tänkbart att det finns en påverkan.
Bottenfauna	Förekomst, artrikedom	Normal sammansättning av bottenfaunan.	Troligen ingen påverkan.
	Upptag av Hg	Förhöjt upptag av Hg jämfört med lokalt referensområde.	Tänkbart att det finns en påverkan.
	Mundelsskador	Inga mundelsskador har påvisats.	Troligen ingen påverkan.
Snäckor	Upptag av Hg	Förhöjt upptag av Hg jämfört med lokalt referensområde.	Tänkbart att det finns en påverkan.

Sedimenten i Notviken uppvisar halter av kvicksilver och metylkvicksilver som kan vara toxiska för vatten- och sedimentlevande djur. Halterna i Notvikens vatten är dock generellt låga och innebär sannolikt ingen risk för påverkan.

Ett förhöjt upptag av kvicksilver har påvisats för flera organismer i relation till uppströms områden i Lule älv. I de fall där effekter på biota undersökts (bottenfauna och mundelsskador) har dock inga ne-

gativa kunnat påvisas. Halterna i till exempel fisk från Notviken är inte anmärkningsvärt höga i jämförelse med andra kvicksilverförorenade sedimentområden i Sverige.



**Figur 12** Storskrake (*Mergus merganser*). En sjöfågel som söker sin föda i Notviken

Förutom djur som lever i Notviken kan kvicksilverföroreningen utgöra en risk för högre stående arter, som till exempel söker sin föda i Notviken. Bland annat kan det handla om fåglar som intar fisk, växter eller sediment från området. Riskbedömningen kan omöjligen behandla alla typer av semiakvatiska organismer som kan tänkas förekomma i Notviken. Istället har det valts att använda ett antal representativa indikatororganismer. Följande organismer har studerats:

- Storskrake (*Mergus merganser*), vilken ses i Figur 12.
- Sångsvan (*Cygnus cygnus*)
- Mink (*Mustela vison*)

Uppskattningar av intag samt jämförelser med riktvärden visar att risker för sjöfåglar och däggdjur som intar fisk från Notviken kan finnas. Beräkningarna förutsätter dock att intaget uteslutande sker från Notviken.

Sammantaget görs bedömningen att risknivån för djur (vattenlevande, sjöfågel och däggdjur) är högre i Notviken jämfört med lokala referensområden. Framförallt bedöms det kvicksilverförorenade området vara mest problematiskt. Detta eftersom förekomsten av djur i fiberområdet enligt undersökningarna är litet. Fiberområdet utgör dock en källa för kvicksilverspridningen och bidrar indirekt till det förhöjda upptaget i djur.

### 7.3.2 Risker för miljön i Lule älv och Bottenviken

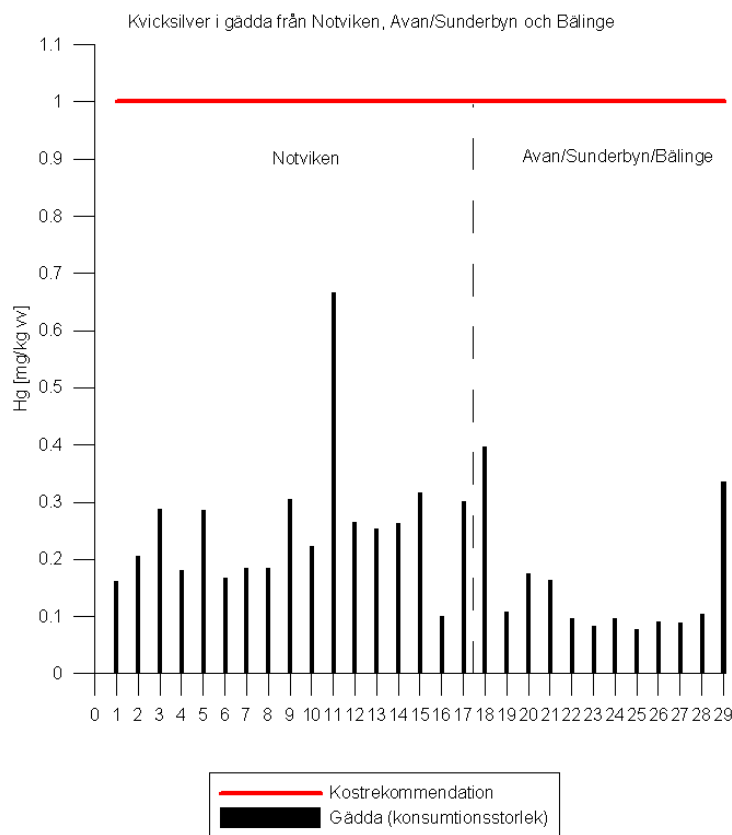
Den mängd kvicksilver som sprids från Notviken idag till Lule älv utgör 0,03-0,3 % av den totala transporten i Lule älv. Under enstaka år kan transporten från Notviken vara oproportionerligt stor i förhållande till avrinningsområdets storlek. Spridningen från Notviken ger inte upphov till någon höjning av halterna av kvicksilver eller metylkvicksilver i Lule älvs vatten. Att kvicksilverföroreningen i Notviken skulle utgöra någon risk för skyddsvärda områden i Lule älv och Bottenviken bedöms som mindre sannolikt. Transporten av kvicksilver via dagvatten från Luleå stad är med största säkerhet mer betydande.

### 7.3.3 Risker för människor

Människor kan komma i kontakt med de kvicksilverförorenade sedimenten i samband med till exempel bad eller vistelse i Notviken. Direktkontakt kan ske genom intag genom munnen eller via hudkontakt. Dessutom kan människor exponeras för kvicksilver genom intag av fisk från Notviken.

Riskerna för människor genom direktkontakt bedöms vara små. En beräkning av den mängd sediment som riskfritt kan intas via munnen bedöms som möjlig för ett litet barn att få i sig vid något enstaka tillfälle. För att en risk ska föreligga krävs dock ett regelbundet intag, som är högre än angivna värden. Detta bedöms som mindre sannolikt för Notviken. Vad gäller hudkontakt bedöms risken också vara liten. Detta eftersom endast en bråkdel av kvicksilver och metylkviksilver tas upp genom huden.

För kvicksilver i matfisk finns gränsvärden och kostrekommendationer att tillgå. Ett EU-gemensamt gränsvärde för kvicksilver i gädda finns på 1,0 mg/kg (EU, 2001 och Livsmedelsverket, 2007). För abborre uppgår motsvarande till 0,5 mg/kg. I Figur 13 redovisas analyserade halter i gädda av konsumtionsstorlek som fångats i Notviken tillsammans med gällande kostrekommendationer. Av figuren kan utläsas att ingen fångad fisk uppvisar halter högre än kostrekommendationerna. Samma bild erhålls för abborrar.



**Figur 13 Redovisning av analyserade Hg-halter i gäddor (normerade till 1-kg gädda) av konsumtionsstorlek tillsammans med gällande kostrekommendation. Gädda 1- 17 är fångade i Notviken, 18- 27 i Avan/Sunderbyn och 28- 29 i Bälinge. Avan/S Sunderbyn samt Bälinge utgör lokalt referensområde till Notviken.**

Sammanfattningsvis bedöms riskerna med intag av fisk som små. Fisk som fångats i Notviken bedöms ur kvicksilversynpunkt kunna konsumeras i normal utsträckning.

#### 7.4 Samlad riskbedömning

Den samlade riskbedömningen sammanfattar risksituationen idag samt i framtiden. Slutligen redovisas vilket åtgärdsbehov som föreligger med de kvicksilverförorenade sedimenten.

#### 7.4.1 Risker idag

En förhållandevis stor mängd kvicksilver, cirka 160-170 kg finns upplagrat inom det förorenade sedimentområdet i Notviken. Den relativt sett största mängden återfinns inom det begränsade området med fibersediment, med cirka 90-100 kg. Konsekvensen av de stora mängderna är att framförallt fiberområdet bedöms utgöra en betydande möjlig punktkälla vad gäller kvicksilver, som klassas som ett utfasningsämne.

Inom Notviken sker en internspridning av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Dessutom cirkulerar förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna. Mängden kvicksilver som sprids ut från Notviken till Lule älv uppgår till 0,08-0,3 % av den totala kvicksilvertransporten i älven. Under vissa år kan Notvikens bidrag vara oproportionerligt stor. Sammantaget bedöms dock att spridningen av kvicksilver är ett lokalt problem för Notviken. Konsekvensen av den interna spridningen har blivit att kvicksilverhalterna i Notviken generellt är högre än uppströms områden i Lule älv.

För djur som lever i eller söker sin föda i Notviken bedöms att risknivån, lokalt i Notviken, är förhöjd i jämförelse med uppströms områden i Lule älv. Det område som bedöms som mest problematiskt är det sekundärt kvicksilverförorenade området utanför området med fibersediment. Fiberområdet i sig bedöms vara mindre problematiskt då förekomsten av djur där generellt är liten.

För människor visar utredningen att riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten är mycket små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer. Fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon risk vid vistelse och bad i Notviken. Halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i ytvattnet är låga.

#### 7.4.2 Risker i framtiden

De risker som konstateras idag, dvs. stora mängder kvicksilver, internspridning samt förhöjt upptag i djur, bedöms även finnas kvar i framtiden. Då kvicksilver är ett grundämne kan det inte brytas ner, vilket innebär att de mängder som finns upplagrade idag kommer att finnas kvar i framtiden.

Den spridning som sker idag bedöms också fortgå i framtiden. Detta på grund av att ingen överlagring med rena sediment sker i Notviken eftersom sedimenten ständigt rörs om. Således kommer resuspension fortsätta att ske av sediment med höga kvicksilverhalter och spridningen bedöms inte minska. På lång sikt kan detta innebära att halterna ökar även i den del av Notviken som idag inte är förorenad (halter <0,3 mg/kg TS i dagsläget). Detta innebär att det kvicksilverförorenade området ökar i storlek, vilket kan medföra att upptaget i djur ökar.

Det är möjligt att landhöjningen i framtiden kan innebära en ökad spridning. Om fibersedimenten hamnar på ett mindre djup kan detta till exempel innebära en ökad omrörning med ökad spridning till resterande Notviken som följd. Prognosen för detta bedöms i dagsläget som osäker. Detta främst på grund av att dagens klimatforskning pekar på en generell höjning av havsvattenytan, vilket i princip skulle motverka landhöjningen. Med dagens kunskap bedöms det dock som högst otroligt att spridningen till Lule älv skulle öka i en sådan omfattning att bidraget står för en betydande del.

En effekt av en framtida klimatförändring kan vara att medeltemperaturen ökar. Genom att temperaturen ökar kan metyleringen av kvicksilver öka. Först och främst på grund av att en högre temperatur gynnar metyleringen. En ökad temperatur leder även till att den biologiska produktionen ökar i området, vilket leder till ökad tillgång på näringsämnen och löst organiskt material, vilket även det är gynnsamt för kvicksilvermetyleringen. En ökad metylering kan innebära att upptaget i djur ökar men även en ökad spridningsrisk. Tidsaspekten för detta är lång, inte bara ur temperaturförändringens hänseende utan också för att det biologiska systemet måste anpassa sig till de nya förhållandena.

För djur som vistas eller söker sin föda i Notviken är risknivån lokalt högre jämfört med områden uppströms i Lule älv. Då spridningen bedöms fortgå även i framtiden kommer riskerna sannolikt inte att minska. Om landhöjningen kommer att ge en ökad spridning i framtiden kan det innebära att upptaget i biota ökar och att riskerna ökar lokalt i Notviken för högre stående djur, till exempel sjöfågel och däggdjur.

#### 7.4.3 Åtgärdsbehov?

Följande åtgärdsbehov bedöms finnas för de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken:

- **Mängden kvicksilver.** Mängden kvicksilver är förhållandevis stor på ett begränsat område. Speciellt utgör fibersedimenten en stor punktkälla. Då kvicksilver klassas som ett utfasningssämne finns ett åtgärdsbehov genom möjligheten att mer säkert deponera en relativt stor mängd kvicksilver.
- **Frigörelsen och spridningen.** Riskbedömningen har visat att det sker en intern spridning av kvicksilver i Notviken. Då ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. På lång sikt kan det innebära att större sedimentområden i Notviken blir förorenade och därmed finns ett åtgärdsbehov. Frigörelsen av sediment och spridningen av kvicksilver kan öka i framtiden på grund av landhöjningen. En ökad temperatur i framtiden kan leda till en ökad metylering, vilket kan innebära en ökad spridning och ett ökat upptag i djur (se punkten nedan).
- **Upptaget i djur.** Det har konstaterats att risknivån för djur i Notviken är högre än uppströms områden i Lule älv. Eftersom spridningen bedöms kvarstå i framtiden sker ingen naturlig återhämtning av det område som idag bedöms vara problematiskt och riskerna bedöms kvarstå i framtiden. Det bör dock betonas att det är främst det kvicksilverförorenade området utanför fibersedimenten som bedöms vara en risk för djur. Förekomsten av djur inom själva fiberområdet är generellt liten. Fiberområdet utgör i sig en indirekt risk då detta sannolikt är den främsta källan för kvicksilverspridning och upphovet till det sekundärt förorenade området.

## 8 ÅTGÄRDSUTREDNING

### 8.1 Åtgärds mål och ambitionsnivåer

Med hänsyn till resultatet av riskbedömningen kan åtgärder med olika långtgående ambitionsnivåer och åtgärds mål väljas, vilka i olika utsträckning tillgodoser behovet av en riskreduktion. Som underlag för en riskvärdering har fem olika ambitionsnivåer för efterbehandling av Notvikens sediment studerats. Dessa ambitionsnivåer med tillhörande åtgärds mål framgår av Tabell 2.

**Tabell 2 Sammanställning av ambitionsnivåer och åtgärds mål för dessa**

Ambitionsnivå	Åtgärds mål	Konsekvenser och mätbara åtgärds mål
0. Inga åtgärder	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår.	
1. Övervakning i kombination med administrativa restriktioner för områdets nyttjande	Spridningen av föroreningar skall inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp i området.	Spridningen kvarstår på samma nivå som idag, liksom effekterna på ekosystemen och osäkerheten om den framtida utvecklingen, som dock följs upp.
2. Åtgärder som omfattar den primära källan (fibersediment).	Spridningen av föroreningar skall minska.	Fibersediment med högre kvicksilverhalter än 5 mg/kg avlägsnas. Ca 75 kg kvicksilver tas omhand.
3. Åtgärder som omfattar även den sekundära källan	Spridningen av föroreningar och halter i biota ska minska.	Sediment med kvicksilverhalter över 1 mg/kg avlägsnas. Ca 110 kg kvicksilver tas omhand.
4. Åtgärder för att återställa sedimentmiljön i hela viken	Spridning och konstaterade effekter i Notviken skall elimineras.	Halterna av kvicksilver i sediment i Notviken skall begränsas till maximalt 0,3 mg/kg. Ca 170 kg kvicksilver tas om hand

Syftet med denna uppdelning i åtgärdsnivåer är att möjliggöra en värdering där nyttan av olika åtgärder kan vägas mot kostnaderna för dessa och även andra konsekvenser. Som framgår av tabellen ökar nyttan med åtgärderna med ökande omfattning, liksom kostnaderna kan förväntas öka då omfattningen ökar.

*Nollalternativet* innebär att inga åtgärder vidtas utan dagens situation kvarstår oförändrad. I detta alternativ vidtas heller inga andra administrativa åtgärder än de allmänna regler för vattenverksamhet som redan gäller enligt miljöbalken och som innebär att åtgärder som innebär arbeten i vatten (exempelvis muddring och byggande i vatten) måste tillståndsprövas.

*Nivå 1* innebär att administrativa styrmedel används för att begränsa risken för att spridningen av föroreningar skall öka i framtiden på grund av olika ingrepp eller aktiviteter som påverkar de förorenade sedimenten, exempelvis trafik med större båtar i de grunda inre delarna av viken. På detta säkerställs också att föroreningarna kommer att beaktas vid en framtida exploatering av vatten och intilliggande mark.

*Nivå 2* omfattar åtgärder mot fibersediment som har en föroreningshalt som överstiger 5 mg/kg TS. Dessa sediment är begränsade till ett område som bedöms utgöra den primära källan för spridning av

kvicksilver. Åtgärden bedöms medföra att spridningen av föroreningen minskar och att restriktioner för användning av området ska kunna undvikas. Åtgärden bedöms dock få marginell effekt på upptaget av kvicksilver i biota.

*Nivå 3* omfattar även sekundärt förorenade områden med kvicksilverhalter större än 1 mg/kg TS. Detta bedöms medföra en ytterligare spridningsminskning i förhållande till åtgärdsnivå 2, men också en viss minskning av upptaget i biota. Denna minskning är dock inte möjlig att kvantifiera och det bör understrykas att inte heller detta alternativ kommer att innebära att sedimentmiljön i viken återställs till ett naturligt tillstånd. På lång sikt kan alternativet komma att medföra en återhämtning genom översedimentering av ej förorenat material.

*Nivå 4* innebär att i princip alla förorenade sediment (kvicksilverhalter som överstiger 0,3 mg/kg TS) ska tas bort. Detta innebär att sedimentmiljön i hela viken bedöms kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd på relativt kort sikt.

Ambitionsnivåerna 2-4 innebär att reella (fysiska) åtgärder vidtas inom det förorenade sedimentområdet. För detta finns olika tänkbara åtgärdsmetoder. Nedan följer först en genomgång av möjliga metoder och därefter en slutlig bedömning av konsekvenserna vid tillämpning av olika metoder för de studerade ambitionsnivåerna.

## 8.2 Åtgärdsmetoder för förorenade sediment

### 8.2.1 Allmänt

För att minska spridningen från de förorenade sedimenten i källområdet finns två principiellt olika metoder som kan användas:

- Övertäckning (barriärer *in situ*) i syfte att immobilisera föroreningarna.
- Muddring för att avlägsna föroreningarna och omhänderta dessa på annan plats.

Täckningar innebär att föroreningarna avskiljs från vattenmassan på ett sådant sätt att spridningen av föroreningar från täckta källområden starkt begränsas. Framförallt spridning med resuspenderat partikulärt material kan begränsas på detta sätt. Täckningar kan också användas för att snabbare återställa recipientområden (ackumulationsbottnar).

Vid muddringar tas de förorenade sedimenten upp på land, där de sedan kan behandlas på olika sätt och omhändertas i deponier. Ett alternativ till deponering är nyttiggörande som fyllningsmaterial, vid behov efter stabilisering. Flera olika muddringstekniker finns som är anpassade till muddring av förorenade sediment.

### 8.2.2 Täckning

*Jordtäckning* innebär att jordmassor placeras ovan sedimenten med konventionell grävsropa eller särskilt utformade utläggare. Med användning av en särskilt konstruerad utläggningsutrustning kan täckningen läggas ut i lager med begränsad mäktighet vilket möjliggör täckning även av mycket lösa sediment. Vid behov kan en armering av geotextilväv läggas ut för att underlätta placering av jordmassor på lösa bottnar. Jordtäckning bedöms vara en fungerande metod för Notviken. Täckning med jord har använts i flera projekt utomlands. I Sverige har den tillämpats på grunda bottnar i sjön Turingen (kvicksilverförorenade sediment) och i Vansbro.

*Geltäckning* innebär att fällningskemikalier och ett bärarmaterial flockas och sedimenterar över de förorenade sedimenten. Resultatet blir en tunn täckning som är relativt erosionskänslig. Sannolikt blir



geltäckningen mindre effektiv om det finns en påtaglig bioturbation i det område som skall täckas. Geltäckning har veterligen bara använts en gång i Sverige, nämligen sjön Turingen i Nykvarns kommun. För Notviken bedöms geltäckning som en tveksam metod. I det primära källområdet där resuspensionen är stor bedöms metoden inte ha förutsättningar att fungera. Med hänsyn till osäkerheten vad gäller uppgrundning p.g.a. landhöjningen bedöms metoden inte heller som särskilt lämplig i övriga områden.

### 8.2.3 Muddring

*Sugmuddring* är den vanligaste metoden vid muddring av förorenade sediment. Med hjälp av en skruv förflyttas sedimenten till en pump som suger upp muddermassorna tillsammans med vatten och pumpar dessa vidare som slurry till land i en rörledning. Denna metod har två stora fördelar; dels sker avverkningen skonsamt med minimal partikelspridning, dels blir avverkningskontrollen mycket god med hjälp av modern positioneringsteknik. Nackdelarna med tekniken är dels att man får en relativt stor inblandning av vatten i sedimenten, vatten som måste avskiljas och renas innan det återförs, dels att den är känslig för hinder på botten som inte kan avverkas med sugmuddring (block, sjunktimmer, grövre rötter etc.). Om sugmuddring ska användas i Notviken måste sjunktimret först bärgas innan muddring kan utföras.

*Frysmuddring* är speciellt lämplig vid svårt förorenade platser samt för muddring av platser som är svåra att nå med stora maskiner. Frysmuddring utförs genom att det förorenade sedimentet fryses i sektioner. När sedimentet fruset lyfts det i sin stabila frusna form. Stabiliteten gör att endast små mängder förorenade sediment lösgörs till vattenmassan. Frysningmuddringens främsta fördelar ligger i liten grumling, hög precision, enklare avvattning och flexibel uppställning (frysaggregatet behöver inte placeras omedelbart intill sedimenten). De största nackdelarna ligger i den begränsade kapaciteten och energiåtgången för frysning. Om frysmuddring ska tillämpas i Notviken krävs ingen bärgning av sjunktimmer före muddringen. Med frysmuddring kan timret lyftas tillsammans med frysta sediment och skiljas från dessa efter det att sedimenten tinat på land.

*Grävuddring* är den vanligaste muddringstekniken men medför större risk för grumling och spridning av partiklar och bedöms därför vanligen som mindre lämplig för förorenade sediment. Med hänsyn till att de förorenade sedimenten i Notviken är mycket lösa och grumlingsbenägna bedöms metoden som olämplig i Notviken. Grävuddring kan dock komma i fråga i strandområden och där muddringshinder förekommer, om muddring i övrigt sker som sugmuddring. Grävuddring av förorenade sediment bör ske i skydd innanför en heltäckande skärm av geotextil som begränsar partikelspridningen.

### 8.2.4 Avvattning av förorenade sediment

Både sugmuddring och frysmuddring kräver att de muddrade sedimenten avvattnas. Sugmuddring kräver en större grad avvattning jämfört med frysmuddring på grund av att vatten blandas in i sedimenten vid avverkningen. Man kan särskilja tre olika huvudprinciper för avvattning av muddrade sediment:

- mekanisk avvattning som utnyttjar maskinell utrustning,
- passiv avvattning genom sedimentering i bassänger,
- halvpassiv avvattning i s.k. geotuber.

*Mekanisk avvattning* sker vanligen med hjälp av silbandspressar, men även centrifuger används. Silbandspressarna ger oftast ett bättre resultat, kräver mindre energi och är inte lika slitagekänsliga om friktionsmaterial förekommer i sedimenten. Sedimentens egenskaper kan dock ibland medföra svårigheter vid pressning varvid centrifuger måste användas.

*Passiv avvattning* innebär att sedimentslurryn pumpas till en stor bassäng där sedimenten fås att sedimentera, vanligen med tillsats av polymer som flockningsmedel. Bassängen kan byggas på land och vara helt dränerad, eller som en invallning i vattenområdet. Både metoderna har utnyttjats i Sverige, till exempel Kalmar hamn (dränerad bassäng) och Skutskärs hamn (invallning).

*Avvattning i geotuber* kan sägas vara ett mellanting mellan mekanisk och passiv avvattning. Med denna teknik pumpas sedimentslurryn in i stora tuber av geotextil, vilka fungerar som filter. Genom att ett övertryck byggs upp inne i rören pressas vatten ut genom textiltväggarna medan sedimenten kvarhålls inne i tuberna. Geotuber användes vid saneringen av Svartsjöarna (Hultsfreds kommun) och fungerade där mycket bra både för avvattning och för partikelavskiljning i returvattnet.

Det vatten som avskiljs i en avvattningsanläggning måste tas om hand och renas innan det återförs till recipienten. Vid muddringar är det oftast tillräckligt med en reningsanläggning som avskiljer suspenderad substans från returvattnet, exempelvis med en konventionell flocknings-, flotations- och sedimenteringsanläggning. Om det frånskilda vattnet efter muddring har höga halter av lösta metaller kan dessa avskiljas med kemisk fällning.

#### 8.2.5 *Behandling av avvattnade muddermassor*

Eftersom föroreningen i Notvikens sediment utgörs av kvicksilver (som är ett grundämne) är det inte möjligt att destruera föroreningen genom behandling. De behandlingsmöjligheter för Notvikens sediment som finns utöver deponering är därför begränsade till:

- Uppkoncentrering
- Stabilisering (kemisk och/eller fysisk)

*Uppkoncentrering genom förbränning* bedöms som en möjlig metod, främst för fibersedimenten som har ett högt organiskt innehåll. För dessa sediment skulle en förbränning innebära en avsevärd reduktion av den mängd avfall som behöver tas emot. Vid förbränning avgår kvicksilver i gasfas och avskiljs från rökgaserna genom kondensering och i filter. Därigenom uppkommer två avfall, dels förbränningsresten (bottenaska) i pannan, dels rökgasreningsresten. Rökgasreningsresten behöver sannolikt tas om hand som farligt avfall medan askan troligen måste tas om hand som icke-farligt avfall. Det bedöms som mindre troligt att bottenaskan skulle kunna friklassas för återanvändning som fyllningsmaterial eller liknande. Andra uppkoncentreringsmetoder som jordtvätt och/eller lakning bedöms inte som praktiskt genomförbara med hänsyn till sedimentens finkorniga och organogena karaktär.

*Kemisk stabilisering* tillämpas för att immobilisera föroreningar. För metallföroreningar innebär detta oftast en behandling för att binda metallerna i sulfidform, den form i vilken metaller återfinns i berggrunden. Stabilisering av kvicksilver som kvicksilversulfid är en kommersiellt tillgänglig metod, men tillämpas vanligen endast på avfall med betydligt högre kvicksilverkoncentrationer än i Notvikens sediment. Kvicksilvret i Notvikens sediment är dessutom hårt bundet och läckaget från deponerade sediment bör bli litet även utan stabilisering för kemisk fixering.

*Fysisk stabilisering* kan ha två syften. Dels används det som solidifiering för att minska vattengenomströmningen och på det sättet minska utlakningen, dels tillämpas det i syfte att skapa högre hållfasthet och bättre deformationsegenskaper hos lösa massor som annars kan vara svåra att omhänderta i en deponi. Stabilisering/solidifiering av kvicksilverförorenat avfall med cement har enligt undersökningar vid Örebro universitet visats ha god effekt även på utlakningen av kvicksilver från den bildade monoliten (Svensson, 2006). För Notvikens sediment bedöms effekten av en solidifiering bli begränsad men stabilisering kan komma att behövas för att höja hållfastheten hos muddrade och avvattnade sediment.

### 8.2.6 Slutförvaring genom deponering

Muddermassorna utgör med hänsyn till totalinnehållet av kvicksilver och andra föroreningar inte farligt avfall enligt avfallsförordningen och Avfall Sveriges vägledning för klassificering av avfall (Avfall Sverige, 2007). Det är därmed möjligt att ta emot avfallet vid en deponi för icke-farligt avfall. Med hänsyn till det stora innehållet av organiskt material krävs dock en dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. Sådana dispenser får meddelas av länsstyrelsen om det finns kapacitetsbrist för behandling (i detta fall förbränning) eller om det finns andra särskilda skäl.

För deponering av förorenade sediment från Notviken finns följande alternativ:

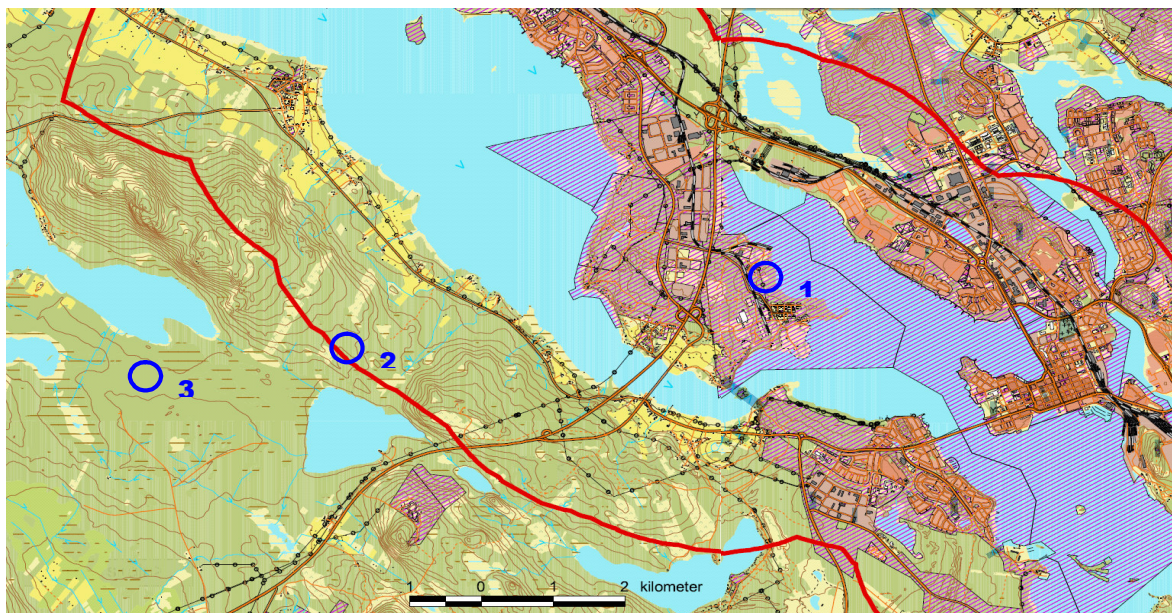
- Luleå kommuns avfallsanläggning Sunderbyn,
- Piteå kommuns avfallsanläggning Bredviksberget,
- Befintliga anläggningar på längre avstånd,
- Lokal, nyanlagd deponi.

*Sunderbyns avfallsanläggning* (Luleå kommun) är den närmaste befintliga deponin. Deponin är dessutom lokaliserad så att det skulle vara möjligt att vid sugmuddring pumpa muddermassorna i slutan ledning hela vägen fram till avfallsanläggningen, och förlägga även avvattningen hit. Tillståndet för deponering vid Sunderbyn upphör dock vid utgången av 2011. Bortsett från deponeringen kommer verksamheten vid avfallsanläggningen dock att fortsätta. Vid ett senare genomförande av muddringsentreprenaden med utnyttjande av avfallsanläggningen behöver således ett nytt tillstånd för deponering, begränsat till muddermassorna, sökas.

*Bredviksbergets avfallsanläggning* (Piteå kommun) är ett befintligt alternativ, på längre avstånd från Notviken. I anläggningens tillstånd för deponering av icke-farligt avfall inryms även förorenade massor. Dock kan det även för Bredviksberget komma att krävas ett särskilt tillstånd. Detta eftersom muddermassorna utgör organiskt avfall och att mängden avfall, tillsammans med det avfall som i övrigt tas emot vid anläggningen kan komma att överskrida den tillståndsgivna mängden.

*Befintliga anläggningar på längre avstånd* finns i till exempel Robertsfors (Ragn-Sells) och Norrköping (RGS90). Dessa är exempel på befintliga anläggningar på längre avstånd med tillstånd att ta emot förorenade massor. Transporterna till dessa anläggningar blir dock långa. Med hänsyn till avstånden och samhällets intresse av energieffektiva transporter kan ett intressant alternativ därför vara transport med båt eller pråm till externa mottagare med möjlighet att ta emot sådana, t.ex. RGS 90 i Norrköping. Även för dessa och andra externa anläggningar saknas normalt tillstånd för deponering av massor med högt organiskt innehåll och särskilt tillstånd för att ta emot massorna från Karlshäll kommer därför att krävas.

*En ny lokal deponi* kan anläggas på plats i Karlshäll eller på annan närbelägen plats. En översiktlig lokaliseringsutredning har utförts för att undersöka möjligheterna. Denna har visat att möjliga platser finns i närheten av Notviken, exempelvis öster om Bälungeberget på södra sidan av Lule älv (2 och 3), men också i Karlshäll (1), se Figur 14.



**Figur 14** Exempel på möjliga platser för en lokal deponi.

#### 8.2.7 Slutförvaring genom nyttiggörande för fyllningsändamål

Det är också tänkbart att använda muddermassorna som fyllning, t.ex. vid planerade utbyggnader av kajanläggningar m.m. Ett sådant nyttiggörande omfattas inte av förordningen om deponering av avfall och därmed inte heller av Naturvårdverkets föreskrifter för mottagning av avfall vid deponier. Fyllningen prövas enbart enligt miljöbalkens regler. Exempel på sådant nyttjande av förorenade muddermassor är markutbyggnaden i Skutskärs hamn och Oskarshamns hamn (godkänt av miljödomstolen men ännu ej genomfört).

I Notviken skulle massorna kunna omhändertas bakom en invallning i anslutning till den befintliga kajbyggnaden vid Tyskmagasinen, i det område som redan är förorenat med fibersediment. Av beständighetsskäl utförs en sådan utbyggnad lämpligen bakom en invallning som tätas. Utbyggnaden bör dimensioneras så att muddermassorna hamnar under vattenytan. Därmed bortfaller kravet på tätskikt mot infiltrerande nederbörd, eftersom denna avlänkas mot viken när den når ned till vattenytan.

Som material för invallningen bedöms månggraderad morän eller sprängsten med invändigt filter vara lämpliga för Notviken. Om morän används bedöms inget filter behövas. Innanför invallningen kan muddermassor fyllas, vid sugmuddring antingen genom direkt inpumpning och sedimentering inom invallningen, alternativt med användning av geotuber inom invallningen eller efter mekanisk avvattning.

### 8.3 Omfattning och miljönytta av åtgärder för respektive ambitionsnivå

#### 8.3.1 Nivå 1 - Administrativa styrmedel

Om inga fysiska åtgärder vidtas kan administrativa styrmedel vara ett sätt att säkerställa att kunskapen om de förorenade sedimenten vidmakthålls och att inga ingrepp vidtas i vattenområdet som kan förvärra situationen. Det område som främst är aktuellt att omfattas av sådana restriktioner är området med fibersediment. Fibersedimenten bedöms vara den primära källan för den fortsatta spridningen av kvicksilver och utgör också det mest förorenade området. Fibersedimenten innehåller trots den be-

gränsade volymen ca hälften av allt kvicksilver i Notviken och ingrepp här kan få stora konsekvenser för spridningen.

De restriktioner som främst kan bli aktuella är reglering av exploateringar av vattenområdet och eventuellt också båttrafik.

Det styrmedel som är starkast är att länsstyrelsen förklarar området som ett *miljöriskområde* enligt 10 kapitlet i Miljöbalken och kopplat till detta utfärdar restriktioner som reglerar vilken verksamhet som får bedrivas inom området och hur detta får utnyttjas. Detta ger området ett starkt skydd mot ingrepp som kan förvärra situationen. Det bedöms dock som mindre troligt att detta styrmedel kan utnyttjas förutsatt dagens praxis; ännu har inget område i Sverige ansetts vara tillräckligt förorenat för att utgöra ett miljöriskområde. Mot bakgrund av detta och att riskerna med kvicksilver i Notviken idag ändå måste betecknas som begränsade kan det knappast motivera att området klassas som miljöriskområde.

En annan möjlighet är att användningen av området regleras i *kommunens detaljplan*. Det skydd som detta ger är inte lika starkt eftersom en detaljplan relativt lätt kan ändras i framtiden. En anteckning i detaljplanen innebär ändå att kunskapen dokumenteras för framtiden och säkerställer att förekomsten av kvicksilver kommer att vara känd och kan beaktas vid framtida planändringar och exploateringar. Detta kan kompletteras med en anteckning i fastighetsregistret som säkerställer att området inte kan säljas utan att kvicksilverförekomsten blir känd för köparen.

### 8.3.2 Nivå 2 - Åtgärder omfattande endast fibersediment

Denna åtgärd omfattar en yta som är ca 105 000 m<sup>2</sup> stor med upp till 2 m mäktiga fibersediment med en sammanlagd volym om ca 65 000 m<sup>3</sup> och en kvicksilvermängd om ca 75 kg, se Bilaga 1. Genom att åtgärda detta område bedöms den fortsatta spridningen av kvicksilver kunna begränsas avsevärt, dels eftersom närmare hälften av det kvicksilver som finns i Notviken omfattas, dels eftersom dessa sediment återfinns på relativt grunda botten där resuspensionen är stor. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna en kvantifiering av vilken spridningsminskning som kan förväntas. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 5 mg/kg TS.
- Ca 75 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Även om spridningen minskas är det osäkert om det upptag av kvicksilver som konstaterats i biota (snäckor och fisk) kommer att minska. Detta beror på att område med fibersediment idag är i stort sett sterilt och upptaget förmodas ske i första hand inom de övriga förorenade bottenarna. Åtgärden kommer dock att medge att även detta område på sikt kan koloniserats av sedimentlevande organismer.

Genom att åtgärden omfattar de grundaste delarna av det område där föroreningar återfinns undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida utvecklingen kopplad till landhöjning. Osäkerheterna kring utvecklingen av metyleringen kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökad biomasseproduktion kvarstår. De kvarlämnade halterna är i en storleksordning som sannolikt skulle medföra ett ökat upptag i biota om omgivningsförhållandena skulle förändras så att de kommer att motsvara dagens förhållanden i södra Sverige.

En nackdel med att åtgärda endast en begränsad del av källområdet är att det åtgärdade området på lång sikt i viss utsträckning kan komma att återkontamineras genom spridning det närmast utanförliggande området, där sediment med kvicksilverhalter upp till 5 mg/kg TS kommer att återfinnas. Återkontamineringen kommer dock inte att äventyra det mätbara åtgärds målet eftersom inga sediment med högre halter kvarlämnas i ytliga sediment. En eventuell återkontaminering bedöms heller inte medföra några andra konsekvenser än de som idag föreligger i området utanför fibersedimenten.

Inom ett begränsat område utanför området med fibersediment återfinns sediment med kvicksilverhalter mellan 5 och 10 mg/kg TS under ytsedimenten (djupintervallet 15-30 i sedimenten). Eftersom dessa överlagras av sediment med lägre halter (i intervallet 1-5 mg/kg TS) omfattas dessa inte av åtgärder i detta alternativ. Riskerna för resuspension av de överlagrade sedimenten bedöms som liten.

### 8.3.3 Nivå 3 – Åtgärder omfattande området med höga kvicksilverhalter (>1 mg/kg TS)

Denna åtgärd omfattar en yta om ca 275 000 m<sup>2</sup> med en förorenad sedimentvolym om ca 152 000 m<sup>3</sup> med en total kvicksilvermängd om ca 110 kg, se Bilaga 2. Genom att åtgärda detta område bedöms den fortsatta spridningen av kvicksilver kunna begränsas ytterligare något i förhållande till nivå 2, men även upptaget av biota bedöms komma att minska i ett medellångt perspektiv. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna en kvantifiering vare sig av vilken spridningsminskning eller vilken minskning av upptaget i biota som kan förväntas. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 1 mg/kg TS.
- Ca 110 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Genom att åtgärden liksom nivå 2 omfattar de grundaste delarna av de områden där föroreningar återfinns undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida exponeringen kopplad till landhöjningen. Osäkerheterna kring utvecklingen av metyleringen kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökad biomasseproduktion kvarstår i viss utsträckning. I södra Sverige har t.ex. Örserumsviken i Västerviks kommun sanerats med denna haltgräns för sediment. Där har halten i ettårig abborre sjunkit från en nivå över livsmedelsverkets kostrekommendationer ned till halter motsvarande de som återfinns i Notviken i dag.

### 8.3.4 Nivå 4 – Åtgärder omfattande hela det förorenade området (>0,3 mg/kg TS)

Denna åtgärd omfattar en yta om ca 1 200 000 m<sup>2</sup> och en förorenad sedimentvolym om ca 410 000 m<sup>3</sup> med en total kvicksilvermängd om ca 170 kg, se Bilaga 3. Alternativet omfattar hela det område som definierats som förorenat av verksamheten vid Karlshäll. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna inte heller på denna nivå en kvantifiering vare sig av vilken spridningsminskning eller vilken minskning av upptaget i biota som kan förväntas, även om detta förväntas närma sig den naturliga bakgrundens nivå. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 0,3 mg/kg TS.
- Ca 170 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Det första av de mätbara åtgärds målen sammanfaller med haltgränsen mellan det som i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag klassas som ”låga halter” och ”måttligt höga halter”. Halterna kommer dock fortfarande att kunna överskrida de naturliga bakgrundhalterna som återfinns i referensområdet uppströms Notviken i Luleälven varför upptaget i biota i viss utsträckning fortfarande kan komma att överstiga naturliga bakgrundsnivåer. Detta bedöms dock inte kunna medföra att några effektgränser överskrids.

Liksom för åtgärdsnivåerna 2 och 3 undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida exponeringen kopplad till landhöjningen. Möjligen kan en viss osäkerhet kvarstå kring den framtida utvecklingen av metylering och upptag kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökning av biomasseproduktionen. Det bedöms dock som osannolikt att metyleringen skulle kunna öka i en omfattning som skulle leda till risker för människors hälsa eller miljön i framtiden.

## 8.4 Val av åtgärdsmetoder och omfattning – tekniskt och ekonomiskt underlag

### 8.4.1 Sammanfattande bedömning av åtgärdsmetoder för efterbehandling av Notvikens sediment

Av genomgången av åtgärdsmetoder i avsnitt 8.2 framgår att såväl jordtäckning som muddring av de förorenade sedimenten är möjliga efterbehandlingsmetoder medan gelltäckning och täckningar enbart med geosynteter bedöms som mindre lämplig. Såväl täckning som muddring bedöms kunna uppfylla åtgärdsmålen på samtliga åtgärdsnivåer. Den främsta skillnaden mellan metoderna vad avser deras funktionssätt är att vid täckning isoleras föroreningen på plats medan den vid muddring isoleras på annan plats. En ytterligare skillnad, som dock inte bedöms ha avgörande betydelse, är att vid täckning kommer den nya sjöbotten inom det täckta området sannolikt att ha lägre kvicksilverhalter i ytan än vid muddring. Detta eftersom muddringens omfattning begränsas av mätbara åtgärds mål eller åtgärds krav medan täckningsmaterial som förs in från annan plats kan förutsättas vara helt opåverkat av kvicksilver. En viss återkontaminering av de täckta ytor kan dock förväntas pga. internspridning från de ytor med lägre föroreningshalter (än åtgärds kravet) som inte omfattas av täckningsåtgärderna.

De särskilda svårigheter och hinder som identifierats i Notviken är delvis gemensamma för båda åtgärds metoderna:

1. Fibersedimentens lösa karaktär.
2. Riklig förekomst av sjunktimmer och liknande hinder i området med fibersediment.

För täckning innebär sedimentens lösa karaktär och förekomsten av hinder att utläggning av täckningsmassor avsevärt försvåras. För att en täckning skall lyckas bedöms att en stor del av de hinder som finns på botten måste tas bort och att en armering med hopsydd vävda geotextiler med hög hållfasthet måste läggas ut och förankras innan täckningen kan läggas ut. En lämplig täckningsmaktighet över armeringen kan vara sammanlagt 0,5 m. Täckningen måste sannolikt föras på lagervis i minst två lager för att inte skjubbrott och förskjutningar av sedimenten ska inträffa. Med hänsyn till strömnings hastigheterna i viken bedöms det som lämpligt att dela täckningen i ett undre lager om 0,2 m bestående av t.ex. krossmaterial i fraktionen 0-8 mm och ett övre lager om 0,3 m i fraktionen 0-32 mm som erosionskydd. Det ska observeras att ett ytterligare erosionskydd i framtiden kan behöva läggas ut på delar av täckningen för det fall landhöjningen kommer att innebära en mer omfattande erosion av stränderna i området.

Förfarandet innebär att täckningsåtgärder kommer att bli relativt kostsamma. I tidigare genomförda projekt har kostnaderna varierat mellan 100 kr/m<sup>2</sup> och 1400 kr/m<sup>2</sup> (erfarenheter från flera internationella projekt redovisade av Naturvårdsverket, 2003). Med utgångspunkt från de redovisade erfarenheterna och de arbetsmetoder som använts i de respektive fallen bedöms kostnaden för täckning av Notvikens sediment till i storleksordningen 700 kr/m<sup>2</sup> inklusive armerande geotextil.

För muddring innebär den lösa karaktären hos fibersedimenten att utrustningar särskilt anpassade för att begränsa grumling och spridning av partiklar måste användas. I praktiken innebär detta att muddring måste utföras med sugmudderverk utrustade med inkapslad skruv eller liknande munstycke, alternativt som frysmuddring. Liksom i fallet med täckning måste hinder avlägsnas särskilt om sugmuddring utförs medan de kan lyftas i samband med muddringen om frysmuddring tillämpas.

För borttagning av hinder behöver området med fibersediment avskärmas med skyddskärmar av geotextil för att uppgrumlade partiklar inte ska spridas utanför det område som ska åtgärdas. Skärmarna hängs i flottörer och förankras i botten så att en fullständig avskärmning erhålls. Dessa skärmar kommer även att fylla en funktion för det fall täckning av sedimenten väljs. Erfarenheterna från andra projekt visar att grumlingen av finmaterial från täckmassorna kan bli avsevärd i samband med utläggning. Skärmarna kan även bibehållas som ett extra skydd mot spridning av partiklar vid muddring, även om

tidigare erfarenheter visar att detta knappast behövs under förutsättning att rätt muddringsteknik tillämpas (dock behövs alltid skärmar i samband med eventuell grävuddring).

Den efterföljande behandlingen av muddrade sediment bedöms kunna begränsas till avvattning och deponering i en separat cell i en deponi för icke-farligt avfall. För fibersedimenten som har en hög organisk halt och relativt höga kvicksilverhalter kan även en efterföljande förbränning bli aktuell. Det är dock tveksamt om detta är motiverad ur miljösynpunkt eftersom kvicksilvret är hårt bundet i sedimenten och såväl rökgasreningskondensat som bottenaska från förbränningsprocessen sannolikt kommer att behöva omhändertas i en deponi. Alternativet måste dock beaktas eftersom deponering av organiskt material i utgångsläget är förbjudet. Den aspekt som kan motivera en behandling av muddermassorna framför enbart deponering är de framtida fördelar som kan uppnås genom att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre utrymmesbehov för deponering. Kviksilveravfallet som kvarstår efter behandling kommer sannolikt att deponeras i en större deponi med annat liknande farligt avfall. Behovet av framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska.

Utgående från erfarenhetskalkyler för genomförda projekt i Sverige bedöms kostnaden för muddring avvattning och deponering till mellan 600 kr/m<sup>3</sup> och 800 kr/m<sup>3</sup>, beroende på val av plats för deponi, behov av konstgjord geologisk barriär etc.

#### 8.4.2 Kostnader beroende på val av åtgärdsmetoder och omfattning

Översiktliga kostnadsberäkningar har genomförts för åtgärder med de respektive ambitionsnivåerna 2, 3 och 4 (Tabell 3). För dessa har kostnader beräknats för de åtgärdsmetoder och kombinationer av metoder som bedömts som realistiska och genomförbara. Dessa är:

- a) Täckning av förorenade sediment med armerande geotextil och 0,5 m jord utlagd i två lager enligt avsnitt 8.4.1.
- b) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning och slutförvaring i en lokal deponi för icke-farligt avfall.
- c) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning, externt omhändertagande med förbränning av fibersediment och deponering av förbränningsrester samt slutförvaring av övriga sediment i en lokal deponi för icke-farligt avfall.
- d) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning på plats och externt omhändertagande av samtliga sediment. För detta alternativ räknas med i första hand med båttransport till extern anläggning, t.ex. Savaterra i Kemi eller RGS 90 i Norrköping.

Entreprenadkostnaderna för de respektive muddringsalternativen har beräknats utgående från efterkalkyler och erfarenheter från genomförda objekt samt inhämtade uppgifter om mottagningskostnader vid externa anläggningar. För lokal deponering har antagits att en separat deponicell anläggs vid Luleå kommuns avfallsanläggning i Sunderbyn. Kostnaderna kan anses vara representativa även för övriga identifierade lokala alternativ, dock med undantag för att kostnader för markförvärv inte medräknats..

De kostnader som anges för muddringsalternativen hänför sig till användning av sugmuddringsteknik. Kostnadsuppskattningar har genomförts även för frysmuddring, se Bilaga 3. Enligt uppskattningarna är skillnaderna i kostnader inte särskilt stora. Erfarenheterna av att använda frysmuddring i större projekt är begränsade och det är möjligt att frysmuddring kan visa sig vara ett ekonomiskt alternativ till sugmuddring



För täckningar är erfarenhetsunderlaget osäkrare och där har en bedömning gjorts av kostnaderna utgående från den sammanställning av slutliga kostnader för genomförda projekt med liknande täckningar som redovisas i Naturvårdsverket (2003).

Till entreprenadkostnaderna ska läggas kostnader för projektledning, projektering, byggledning, entreprenadkontroll och miljökontroll. Normala byggherrekostnader i bygg- och anläggningsprojekt är 25-35 % av entreprenadkostnaden. Erfarenheter från genomförda sedimentsaneringar i Sverige visar att dessa kostnader kan bli högre, bland annat beroende på hur omfattande miljökontroll som planeras och vilka föroreningar som hanteras. Byggherrekostnaden kan heller inte antas vara helt proportionell mot entreprenadkostnaden. T.ex. medför ett externt omhändertagande för slutförvaring en högre entreprenadkostnad men en lägre byggherrekostnad eftersom projektering, byggledning och kontrollarbeten för deponin bortfaller. Byggherrekostnaderna för de olika alternativen har därför bedömts utgående från dessa erfarenheter och arbetets bedömda omfattning i tid m.m. i stället för att antas som ett procentuellt påslag.

Kostnadsbedömningar utgående från dessa förutsättningar redovisas i översiktligt i Tabell 3. För en mer detaljerad redovisning hänvisas till åtgärdsutredningen, Karlshäll 2007:4 (Envipro Miljöteknik, 2008c). Det ska understrykas att kostnadsbedömningar i detta skede blir av överskådlig karaktär eftersom alla kostnadspåverkande projektspecifika faktorer inte är kända och kan beaktas. Mer trovärdiga kalkyler kan genomföras först i ett förprojekteringsskede då bland annat geotekniska och hydrogeologiska undersökningar genomförs. Kostnaderna redovisas ändå utan osäkerheter angivna. Man bör dock utgå från att osäkerheten i ogynnsamma fall kan öka de beräknade kostnaderna med så mycket som 20-30 %.

**Tabell 3 Bedömda kostnader för åtgärder beroende på omfattning och metodval**

Metod	Bedömd kostnad		
	Ambitionsnivå 2	Ambitionsnivå 3	Ambitionsnivå 4
<i>Omfattning:</i>	105 000 m <sup>2</sup> 65 000 m <sup>2</sup> 75 kg Hg	275 000 m <sup>2</sup> 152 000 m <sup>2</sup> 110 kg Hg	1 120 000 m <sup>2</sup> 410 000 m <sup>2</sup> 160 kg Hg
a) Täckning	110 Mkr	230 Mkr	800 Mkr
b) Muddring med lokal deponering	75 Mkr	125 Mkr	230Mkr
c) Muddring med externt omhändertagande av fibersediment	92 Mkr	165 Mkr	280 Mkr
d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment	-	230 Mkr	650 Mkr

Av tabellen framgår att täckning på plats bedöms som den mest kostnadskrävande metoden. Den främsta orsaken till detta är att föroreningen är spridd över stora ytor med förhållandevis liten mäktighet, vilket påverkar kostnadseffektiviteten.

Vidare framgår att de minst kostnadskrävande alternativen genomgående är muddring med omhändertagande av muddermassor i en projektintern deponi (metodalternativ b). Ett externt omhändertagande av samtliga muddermassor genom termisk behandling bedöms öka kostnaderna avsevärt, men även ett externt omhändertagande genom behandling av enbart fibersediment innebär en stor fördyring i förhållande till deponeringsalternativet.

De fördelar som kan nås med en behandling är främst att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre deponeringsbehov och att avfallet sannolikt kommer att deponeras i en större deponi med liknande farligt avfall. Framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska. Genomförda undersökningar visar dock att kvicksilver är bundet i matrisen på ett sådant sätt att utlakningen vid deponering av de förorenade sedimenten efter avvattning kommer att bli liten. Alternativet med enbart deponering innebär förutom behovet av deponeringsutrymme och ett utökat behov av framtida tillsyn och kontroll också ett behov av dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. För- och nackdelar med de olika behandlingsalternativen får ställas mot varandra i en riskvärdering.

## 9 REFERENSER

### 9.1 Tryckta referenser

AB Botniakonsult (2005) Karlshäll. Fördjupad förstudie. Luleå kommun, tekniska förvaltningen. 2005-12-14.

Avfall Sverige (2007) Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Avfall Sverige Rapport 2007:01. ISSN 1103-4092.

Envipro Miljöteknik (2008a) Referensundersökning. Huvudstudie Karlshäll. Rapport 2007.06.

Envipro Miljöteknik (2008b) Riskbedömning. Huvudstudie Karlshäll. Rapport 2007.05.

Envipro Miljöteknik (2008c) Åtgärdsutredning. Huvudstudie Karlshäll. Rapport 2007.04.

EU (2001) Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 av den 8 mars 2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning 16.3.2001 L 77/1.

Luleå kommun (1989) Effekter av utsläpp av fenylkvicksilver till Notviken, Luleå kommun. Miljöprogram etapp II. Rapport 1989:7.

Luleå kommun (1990) Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vatten i Notviken, Luleå kommun. Rapport 1990:7.

Luleå kommun (1993) Fördjupad Översiktsplan – Luleå tätort. Generella och områdesvisa rekommendationer. Antagen av kommunfullmäktige 1993-04-26.

Luleå kommun (1999) Förorenad mark i Luleå. Luleå kommun, miljökontoret. Rapport 1999:3.

MiljöManagement Svenska AB (2007) Kartering av förorenade sediment vid Karlshäll, Luleå. Rapport 2007:08. Miljömanagement Svenska AB

MRM Konsult AB (2001), Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning. MRAP 01043. 2001-10-29.

Naturvårdsverket (2003) Efterbehandling av förorenade sediment – en vägledning. Naturvårdsverket Rapport 5254.

Pelagia Miljökonsult AB (2007) Del av huvudstudie av förorenade sediment inom fastighet Karlsvik 1:1 i Notviken, Luleå kommun. Kompletterande biologiska undersökningar 2006/2007. Rapport 2007:07.

Ramböll (2008) Vattenströmning Karlshäll. Rapport 2007:09.

SGAB (1989) Radarmätning över fiberbank vid Notviken. IRAP 89044. 1989-08-14.

Svensson M. (2006) Mercury Immobilisation. A Requirement for Permanent Disposal of Mercury Waste in Sweden. Doctoral Dissertation, Örebro Universitet. Örebro Studies in Environmental Science 8.

## 9.2 Elektroniska referenser

Artportalen (2008) [www.artportalen.se](http://www.artportalen.se) Sökning gjord på alla fåglar i Notviken, observationer under åren 2000 t.o.m. 2008. Sökning gjord: 2008-01-30.

Lantmäteriet (2007) Höjdssystem – landhöjning.  
[http://www.lantmateriet.se/templates/LMV\\_Page.aspx?id=10588](http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=10588) Senast uppdaterad: 2007-08-31.

Livsmedelsverket (2007) Kvicksilver. [http://www.slv.se/templates/SLV\\_Page.aspx?id=11529&epslanguage=SV](http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=11529&epslanguage=SV)  
Senast uppdaterad: 2007-02-12.

Länskartor (2008) [www.gis.lst.se](http://www.gis.lst.se). Acc: 2008-01-29.

Skogsvårdsstyrelsen (2008) Skogens pärlor. [www.svo.se](http://www.svo.se) Acc: 2008-01-29.

SMHI (2007) Havsvattenstånd 2007.  
[http://smhi.siteseeker.se/?q=landh%F6jning&t=simple&ls=2&d=0&d1=01&d2=1&d3=1970&d4=04&d5=01&d6=2008&s=0&so=1&h=0&hn=10&hd=1&i=sv&kpid=3811&kurl=www.smhi.se%2Fhfa\\_coord%2FInfoC%2Fmwreg%2Fmwreg.pdf&klang=5&kdtype=3&knum=4&p=frame&b=1&c=0&cc\[\]=126&t=s&l=0&ll=-2&f=0&ff=0&ua=1dba0942bcb5c18abc45f6d366ee4652](http://smhi.siteseeker.se/?q=landh%F6jning&t=simple&ls=2&d=0&d1=01&d2=1&d3=1970&d4=04&d5=01&d6=2008&s=0&so=1&h=0&hn=10&hd=1&i=sv&kpid=3811&kurl=www.smhi.se%2Fhfa_coord%2FInfoC%2Fmwreg%2Fmwreg.pdf&klang=5&kdtype=3&knum=4&p=frame&b=1&c=0&cc[]=126&t=s&l=0&ll=-2&f=0&ff=0&ua=1dba0942bcb5c18abc45f6d366ee4652) Senast uppdaterad: 2007-10-31.

## 9.3 Muntliga referenser

Backe, S. (2008) Enheten för Miljöanalys, Länsstyrelsen i Norrbotten Muntlig kommunikation: 2008-01-30.

Blomkvist, D. (2008) Naturresurs- och rennäringseenheten (fiske). Länsstyrelsen i Norrbotten. Muntlig kommunikation: 2008-01-30.

Westerberg, S. (2008) Enheten för miljöanalys, Länsstyrelsen i Norrbotten. Muntlig kommunikation: 2008-01-30.

# Luleå kommun

## Huvudstudie Karlshäll

### 2007:04 Åtgärdsutredning



**Veronica Östman och Pär Elander**  
**Envipro Miljöteknik**  
**Hifab AB**

**2008-06-27**

---

## FÖRORD

Luleå kommun har tillsammans med Länsstyrelsen i Norrbotten och SGU genomfört en huvudstudie av de områden som förorenats med kvicksilverutsläpp från verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll vid Notviken i Luleå. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Huvudstudien har genomförts under perioden 2006-2008 med syfte att undersöka förekomst, metylering, spridning och spridningsvägar för kvicksilver, utreda nuvarande och tänkbara framtida risker för hälsa och miljö samt utreda vilka åtgärder som kan vidtas för att minska miljöbelastningen från de områden som förorenats av verksamheten.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Roland Eriksson, Tekniska förvaltningen, Mats-Åke Bygdemark, Miljökontoret, samt Gunilla Selin och Ewa Andersson-Hjälte, Samhällsbyggnadskontoret. Michael Öhman och Jeanette Lestander från Tekniska förvaltningen har fungerat som projektchef respektive projektledare. I arbetsgruppen har även Sofia Linder och sedermera Sven Flodström från Miljökontoret samt Lisbeth Almqvist vid Tekniska förvaltningen deltagit. Även Mats Aunes och Karin Forsgren från Länsstyrelsen samt Henning Holmström från SGU har ingått i gruppen och fungerat som projektstöd. Envipro Miljöteknik har handlat upp som generalkonsulter för genomförandet med Pär Elander och Henrik Eriksson som uppdragsledare respektive biträdande uppdragsledare. För genomförande av vissa utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlat upp.

I huvudstudien för Karlshäll ingår följande delrapporter:

- Karlshäll 2007:01 – Riskvärdering
- Karlshäll 2007:02 – Ansvarsutredning
- Karlshäll 2007:03 – Sammanfattande huvudstudierapport
- Karlshäll 2007:04 – Åtgärdsutredning
- Karlshäll 2007:05 – Riskbedömning
- Karlshäll 2007:06 – Referensundersökning
- Karlshäll 2007:07 – Biologiska undersökningar
- Karlshäll 2007:08 – Sedimentkartering
- Karlshäll 2007:09 – Vattenmodellering

## Sammanfattning

Luleå Kommun har under 2006-2008 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassafabrik i Karlshäll. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Norrbotten.

Som en följd av tidigare utsläpp från fabriken i Karlshäll har sediment i Notviken förorenats med kvicksilver. Fenylikvicksilver användes i processen för impregnering av massa, slembekämpning i rör m.m. En viss mängd kvicksilver följde med fabriken utsläpp av restfiber med avloppsvattnet och återfinns upplagrat i en fiberbank och i omgivande sediment i Notviken. Huvudstudien har utförts med syfte att utreda såväl riskerna med kvicksilverförekomsten som möjligheterna att minska dessa risker. Syftet med föreliggande åtgärdsutredning har varit att utreda dels hur långt riskerna kan begränsas med olika insatser (omfattning av åtgärderna), dels vilka åtgärdsmetoder som kan användas.

De genomförda utredningarna visar att de förorenade sedimenten i Notviken utanför Karlshäll innehåller 160-170 kg kvicksilver varav 90-100 kg återfinns i ett begränsat område med fibersediment. Mängden kvicksilver är relativt stor och får anses utgöra en potentiellt betydande föroreningskälla. Den nuvarande spridningen från området är dock begränsad till i storleksordningen 150 g/år från ett mindre källområde till den övriga delen av Notviken, där viss ackumulation sker. Spridningen vidare ut till Luleälven uppskattas vara i storleksordningen 50 g/år. Spridningen sker till helt dominerande del som resuspension och transport av förorenade partiklar. Resuspensionen medför att föroreningarna i princip inte överlagras med ”rena” sediment som tillförs viken, utan kan förväntas pågå under mycket lång tid.

Biologiska undersökningar visar att kvicksilverhalterna är förhöjda i snäckor och fisk i förhållande till referenslokalerna. Det finns således en viss risk för lokala effekter i på miljön Notviken. Halterna i fisk är dock inte så höga att konsumtion av fisk från Notviken bedöms innebära någon risk för människors hälsa. Inte heller har studier av pågående metylering indikerat risker för att kvicksilver görs tillgängligt för upptag och ackumulation biota i särskilt stor omfattning om man jämför med andra förorenade objekt.

Transporten av kvicksilver från det förorenade området till Luleälven är liten i förhållande till den naturliga bakgrundstransporten i denna och någon risk för effekter utanför Notviken bedöms inte finnas. Den pågående landhöjningen kan dock komma att leda till en ökad spridning i framtiden, genom ökad erosion.

Undersökningar av de tekniska förutsättningarna för efterbehandling visar att sedimenten är mycket lösa med en skjuvhållfasthet på 1-2 kPa, både i området med fibersediment och inom övriga områden med förorenade sediment. I övrigt skiljer sig egenskaperna mellan fibersediment och övriga sediment åt såtillvida att fibersedimenten har en genomgående hög organisk halt (80-100 % mätt som glödningsförlust), låg densitet (ca 1,0 t/m<sup>3</sup> i vattenmättat tillstånd) och låg TS-halt (5-15 %) medan sedimenten utanför fiberområdet kan betecknas som huvudsakligen minerogena med glödningsförluster i intervallet 3-20 %, densitet mellan 1,3-1,6 t/m<sup>3</sup> och TS-halt 30-50 %. Försök med mekanisk avvattning visade att fibersediment kan avvattas genom pressning till TS-halter kring 40 % och de minerogena sedimenten i centrifuger till TS-halter kring 55 %. Ödometerförsök typ CRS visar att (de avvattnade) sedimenten vid belastning kommer att deformeras avsevärt samtidigt som den hydrauliska konduktiviteten (vattengenomträngligheten) minskar. Detta innebär att en eventuell deponi med muddrade och avvattnade sediment kommer att uppvisa betydande sättningar men också att de deponerade muddermassorna får en hög egen täthet.

Utredningen av lämpliga åtgärdsmetoder visar att de metoder som i praktiken kan komma ifråga är täckning av förorenade sediment med jord eller krossmaterial eller muddring med efterföljande omhändertagande av förorenade sediment.

Den låga skjuvhållfastheten hos sedimenten innebär att risken för skjuvbrott med upptryckning av förorenade sediment i samband med täckning är stor. För att en täckning ska kunna läggas ut och fungera på avsett sätt bedöms att en armering av en vävd geotextil först behöver läggas ut. Denna måste vara kontinuerligt hopsydd och förankras innan jordtäckningen läggs ut på ett sådant sätt att glidning och skjuvbrott i de underlagrande sedimenten förhindras. Därefter kan täckning med jord- eller krossmaterial läggas ut, först ett finkornigt lager och däröver ett grovkornigare lager som erosionskydd. En lämplig konstruktion bedöms vara exempelvis 0,2 m stenmjöl i fraktionen 0-4 mm underst och däröver 0,3 m erosionskydd i fraktionen 0-32 mm.

För en muddringsåtgärd innebär sedimentens karaktär att muddring bör utföras med utrustning som är anpassad för muddring av lösa och spridningsbenägna förorenade sediment. De metoder som bedöms som lämpliga är antingen sugmuddring med liggande avskärnad skruv eller frysmuddring. Den aktuella sugmuddringstekniken har använts vid muddring av liknande förorenade sediment bland annat vid efterbehandlingen av Örserumsviken i Västerviks kommun och Svartsjöarna i Hultsfreds kommun. Metoden har visat sig fungera mycket bra både med hänsyn till kravet på begränsning av grumling och spridning av partiklar och med hänsyn till möjligheterna att upprätthålla en god avverkningskontroll. Frysmuddring har hittills endast använts i begränsad omfattning vid sanering av förorenade sediment, men tekniken som innebär att sedimenten fryses och lyfts i block bedöms ha förutsättningar för att fungera även i stor skala.

Vid sugmuddring blandas de muddrade sedimenten med vatten och pumpas i slutna ledningar till land. Detta innebär att muddermassorna måste avvattas innan de kan omhändertas slutligt. Detta ställer krav på anläggningar för avvattning och vattenrening av returvattnet, som efter avskiljning av partiklar och eventuella lösta föroreningar pumpas tillbaka till Luleälven. Vid frysmuddring sker en avvattning av sedimenten när de frysa muddermassorna tinar. Volymen returvattnet som behöver omhändertas blir dock betydligt mindre än vid sugmuddring. Utgående från utförda undersökningar bedöms en effektiv partikelavskiljning som tillräcklig för rening av returvattnet i båda fallen.

Efter avvattning måste muddermassorna omhändertas som avfall. Utgående från sammansättningen klassificeras dessa som icke-farligt avfall. Den höga organiska halten i fibersedimenten innebär att dessa i normalfallet inte kan deponeras utan dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. Även delar av de minerogena sedimenten utanför området med fibersediment har så högt organiskt innehåll att de inte kan deponeras utan dispens. De behandlingsmetoder som kan komma ifråga för sediment med högt organiskt innehåll är främst förbränning av fibersediment som huvudsakligen består av träfiber, medan kvicksilver drivs av och avskiljs från rökgaserna. Även det organiska innehållet i de minerogena sedimenten kan förbrännas, alternativt kan kvicksilver avdrivas vid lägre temperatur och avskiljas från rökgaserna utan att det organiska innehållet förbränns (termisk avdrivning).

Som underlag för en riskvärdering har konsekvenserna av åtgärder med olika omfattning studerats. Den lägsta ambitionsnivån omfattar därvid endast administrativa åtgärder för att säkerställa att mänskliga ingrepp inte ökar riskerna i framtiden. Kostnaderna blir små men riskreduktionen i förhållande till nollalternativet (dagssituationen) uteblir i princip. Dock bör alternativet innebära en viss minskning av framtida risker eftersom det säkerställer att kunskaperna om området beaktas i samhällsplaneringen.

Nästa ambitionsnivå, åtgärdsalternativ 2, omfattar efterbehandling av området med fibersediment, vilket i princip omfattar samtliga sediment med kvicksilverhalter som är högre än 5 mg/kg TS och en total kvicksilvermängd om ca 75 kg. Dessa sediment bedöms utgöra den primära källan för spridning av kvicksilver. Åtgärden bedöms därmed medföra att den nuvarande spridningen kommer att minska be-

tydligt, men inte elimineras eftersom även sekundärt förorenade sediment utanför det primära källområdet sannolikt bidrar till spridningen. Halterna i biota (exempelvis fisk) bedöms inte komma att minska i nämnvärd omfattning då upptaget främst bedöms ske i det sekundärt förorenade området.

Alternativ 3 omfattar efterbehandling av samtliga sediment med kvicksilverhalter över 1 mg/kg TS och en total kvicksilvermängd om ca 110 kg. Alternativet bedöms omfatta även de huvudsakliga delar av de sekundärt förorenade sedimenten som bidrar idag till spridning, men också till upptaget i biota. Därmed bedöms alternativet innebära att spridningen minskar till en obetydlig nivå samtidigt som halterna i biota minskar. De konstaterade effekterna kommer dock inte att helt elimineras. Framför allt bedöms ett visst upptag i biota komma att kvarstå eftersom sedimenten inom stora områden fortfarande kommer att ha kvicksilverhalter som är betydligt högre än de lokala bakgrundsnivåerna.

Det mest ambitiösa alternativ som studerats omfattar efterbehandling av samtliga sediment med halter som är högre än 0,3 mg/kg TS och en total kvicksilvermängd om ca 170 kg, dvs. ”samtliga förorenade sediment” i bemärkelsen att denna halt utgör gränsen mellan låga halter och måttligt höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. De lokala bakgrundhalterna är visserligen betydligt lägre, men åtgärder med högre ambitionsnivåer bedöms inte som vare sig motiverade ur risksynpunkt eller realistiska att genomföra. Åtgärden bedöms medföra att den pågående spridningen helt elimineras och att konstaterade effekter (upptag i biota) upphör på längre sikt.

De mätbara åtgärds målen för respektive åtgärdsalternativ föreslås utgöras av de ovanstående haltgränserna för innehållet i sediment som är exponerade för vattenmassan. Trots omfattande undersökningar av spridning är det inte möjligt att kvantifiera reduktionen vare sig av spridning eller upptag i biota för de olika åtgärdsalternativen.

För vart och ett av åtgärdsalternativen har omfattningen av efterbehandlingen och kostnader uppskattats beroende på vilken åtgärds metod eller kombination av metoder som används. Uppskattningarna sammanfattas i nedanstående tabell (se sidan 6).

Av tabellen framgår att täckning på plats bedöms som den mest kostnadskrävande metoden. Den främsta orsaken till detta är att föroreningen är spridd över stora ytor med förhållandevis liten mäktighet, vilket påverkar kostnadseffektiviteten.

Vidare framgår att de minst kostnadskrävande alternativen genomgående är muddring med omhändertagande av muddermassor i en projektintern deponi (metodalternativ b). Ett externt omhändertagande av samtliga muddermassor genom termisk behandling bedöms öka kostnaderna avsevärt, men även ett externt omhändertagande genom behandling av enbart fibersediment innebär en stor fördyring i förhållande till deponeringsalternativet.

De fördelar som kan nås med en behandling är främst att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre deponeringsbehov och att avfallet sannolikt kommer att deponeras i en större deponi med liknande farligt avfall. Framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska. Genomförda undersökningar visar dock att kvicksilver är bundet i matrisen på ett sådant sätt att utlakningen vid deponering av de förorenade sedimenten efter avvattning kommer att bli liten. Alternativet med enbart deponering innebär förutom behovet av deponeringsutrymme och ett utökat behov av framtida tillsyn och kontroll också ett behov av dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. För- och nackdelar med de olika behandlingsalternativen får ställas mot varandra i en riskvärdering.



	Alternativ			
	1	2	3	4
	<b>Konsekvenser</b>			
Övergripande åtgärds mål:	<i>Riskerna ska inte kunna öka till följd av mänsklig aktivitet</i>	<i>Spridningen av kvicksilver ska minska</i>	<i>Spridningen av kvicksilver och halter i biota ska minska</i>	<i>Spridningen av kvicksilver och upptag i biota ska på sikt upphöra</i>
Mätbart åtgärds mål:	-	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 5 mg/kg TS</i>	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 1 mg/kg TS</i>	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 0,3 mg/kg TS</i>
Yta: Volym: Kvicksilvermängd:	<i>Administrativa åtgärder</i>	<i>105 000 m<sup>2</sup> 65 000 m<sup>3</sup> 75 kg Hg</i>	<i>275 000 m<sup>2</sup> 152 000 m<sup>3</sup> 110 kg Hg</i>	<i>1 120 000 m<sup>2</sup> 410 000 m<sup>3</sup> 160 kg Hg</i>
	<b>Kostnader</b>			
a) Täckning	-	<i>110 Mkr</i>	<i>230 Mkr</i>	<i>800 Mkr</i>
b) Muddring med lokal deponering	-	<i>75 Mkr</i>	<i>125 Mkr</i>	<i>230 Mkr</i>
c) Muddring med externt omhändertagande av enbart fibersediment	-	<i>92 Mkr</i>	<i>165 Mkr</i>	<i>280 Mkr</i>
d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment	-	-	<i>230 Mkr</i>	<i>650 Mkr</i>

## INNEHÅLL

<b>1</b>	<b>BAKGRUND</b> .....	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>SYFTE</b> .....	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>10</b>
<b>4</b>	<b>UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR</b> .....	<b>11</b>
	4.1.1 Tidigare undersökningar.....	11
	4.1.2 Referensundersökningen .....	11
	4.1.3 Biologiska undersökningar .....	12
	4.1.4 Sedimentkartering .....	12
	4.1.5 Undersökningar av vattenomsättning och kvicksilverspridning.....	12
<b>5</b>	<b>BEHOV AV ÅTGÄRDER</b> .....	<b>13</b>
	5.1 KONSTATERADE RISKER .....	13
	5.2 SAMMANFATTANDE BEDÖMNING AV ÅTGÄRDSBEHOVET .....	16
<b>6</b>	<b>FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR EFTERBEHANDLING</b> .....	<b>17</b>
	6.1 FÖRORENADE YTOR OCH MÄNGDER .....	17
	6.2 MARKANVÄNDNING .....	17
	6.2.1 Nuvarande markanvändning.....	17
	6.2.2 Framtida markanvändning.....	18
	6.3 TEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ÅTGÄRDER .....	18
	6.4 KLASSIFICERING FÖR OMHÄNDERTAGANDE .....	20
<b>7</b>	<b>ÅTGÄRDSMETODER</b> .....	<b>20</b>
	7.1 SKYDDSBARRIÄRER.....	20
	7.2 EFTERBEHANDLING PÅ PLATS (TRANSPORTBARRIÄRER) .....	22
	7.2.1 Behandling in situ .....	22
	7.2.2 Övertäckning med jord.....	22
	7.2.3 Övertäckning med artificiella sediment.....	24
	7.2.4 Övertäckning med geosynteter .....	25
	7.3 MUDDRING AV FÖRORENADE SEDIMENT (KÄLLBARRIÄRER) .....	25
	7.3.1 Sugmuddring .....	26
	7.3.2 Grävuddring .....	27
	7.3.3 Frysmuddring.....	28
	7.3.4 Övriga muddringsmetoder .....	29
	7.4 BEHANDLING AV MUDDRADE SEDIMENT .....	30
	7.4.1 Avvattning och rening av returvatten.....	30
	7.4.2 Termisk behandling .....	32
	7.4.3 Kemisk och biologisk behandling.....	33
	7.4.4 Stabilisering/solidifiering.....	34
	7.5 SLUTLIGT OMHÄNDERTAGANDE AV SEDIMENT.....	36
	7.5.1 Allmänt.....	36
	7.5.2 Traditionell deponering.....	36
	7.5.3 Invallad deponi.....	39
	7.6 SAMMANFATTANDE BEDÖMNING AV ÅTGÄRDSMETODER FÖR NOTVIKENS SEDIMENT .....	40
<b>8</b>	<b>FÖRSLAG TILL AMBITIONSNIVÅER OCH MÅL FÖR ÅTGÄRDER</b> .....	<b>41</b>

<b>9</b>	<b>OMFATTNING OCH EFFEKTER AV ÅTGÄRDER FÖR RESPEKTIVE ÅTGÄRDSMÅL .....</b>	<b>43</b>
9.1	ADMINISTRATIVA STYRMEDEL .....	43
9.2	NIVÅ 2 - ÅTGÄRDER OMFATTANDE FIBERSEDIMENT .....	43
9.3	NIVÅ 3 - ÅTGÄRDER OMFATTANDE OMRÅDET MED HÖGA KVICKSILVERHALTER (>1 MG/KG TS).....	44
9.4	NIVÅ 4 - ÅTGÄRDER OMFATTANDE HELA DET FÖRORENADE OMRÅDET (>0,3 MG/KG TS).....	45
<b>10</b>	<b>KOSTNADER FÖR ÅTGÄRDER BEROENDE PÅ TEKNIKVAL OCH OMFATTNING .....</b>	<b>45</b>
<b>11</b>	<b>REFERENSER.....</b>	<b>48</b>

**Bilagor:**

1. Sammanställning av resultat från CRS-försök på avvattnade sediment
2. Avgränsning av åtgärderna beroende på val av alternativ avseende omfattning
3. Kostnadsuppskattningar för olika åtgärdsalternativ

## 1 Bakgrund

Mellan år 1911 och år 1962 bedrevs verksamhet vid en träslipmassefabrik i Karlshäll, vid Notviken i Luleå. Under den senare delen av verksamhetstiden användes kvicksilver för impregnering av massa och slembekämpning i rör m.m. Med utsläppen av orenat avloppsvatten innehållande fiberrester har sedimenten i Notviken, som är en vik i Luleälven utanför Karlshäll, förorenats med kvicksilver.

Luleå kommun genomförde 2004-2005 en förstudie av såväl den f.d. industrimarken och byggnaderna som sediment i anslutning till Karlshäll. Förstudien visade att riskerna kopplade till föroreningar i mark och byggnader var små men att sedimenten sannolikt dels utgjorde en risk för miljön i området, dels en stor potentiell källa för spridning av kvicksilver till Luleälven och Bottenviken. Som en följd av detta har kommunen under 2006-2008 genomfört en huvudstudie av de förorenade sedimenten. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual.

## 2 Syfte

Huvudstudiens syfte har varit att kvantifiera förekomst, metylering och spridning av kvicksilver, klarlägga spridningsmekanismer och spridningsvägar, utreda nuvarande och tänkbara framtida risker för hälsa och miljö samt utreda möjligheterna att minska miljöbelastningen från de områden som förorenats från verksamheten.

Åtgärdsutredningens inriktning och syfte styrs av riskbedömningens resultat. Denna visar att de risker som är förknippade med förekomsten kvicksilver i Notvikens sediment främst är kopplade till en lokal spridning av förorenade partiklar i Notviken. Den lokala spridningen sker genom att partiklar virvlas upp och transporteras längre ut i viken innan de återsedimenterar, vilket medför att det förorenade området i Notviken successivt ökar i utsträckning och att kvicksilver även återfinns i biologiska organismer som snäckor och fisk i halter som är förhöjda relativt de lokala bakgrundshalterna. Riskbedömningen visar också att den nuvarande spridningen kommer att pågå under lång tid eftersom ingen över-sedimentering av fibersedimenten med rena sediment sker p.g.a. att resuspensionen (uppvirvlingen av partiklar) i detta område är omfattande.

Mot bakgrund av riskbedömningens resultat blir syftet med åtgärdsutredningen att föreslå åtgärder som kan genomföras för att minska spridningen av kvicksilver samt reducera riskerna för ekotoxikologiska effekter i sedimentmiljön. En annan målsättning med åtgärder kan vara att undandra en mängd kvicksilver från miljön för en säkrare slutförvaring, i linje med det nationella miljömålet ”giftfri miljö”.

I föreliggande rapport redovisas dels olika åtgärdsmetoder och hur de kan användas för efterbehandling av Notviken, dels lämnas förslag på några åtgärdsalternativ och till dessa kopplade åtgärds mål.

För de olika metoderna redovisas först funktion, begränsningar, fördelar och nackdelar samt kostnader i generella termer och därefter en bedömning av metodens relevans och användbarhet utgående från förhållandena i Notviken. Därefter redovisas några möjliga avgränsningar av åtgärder (åtgärdsalternativ) kopplade till mätbara åtgärds mål med olika ambitionsnivåer, samt beräknade kostnader för att uppnå dessa. Avsikten är att dessa åtgärdsalternativ med tillhörande mål och kostnader sedan ska kunna ställas mot varandra i riskvärderingen inför beslut om åtgärder och slutligt fastställande av övergripande och mätbara åtgärds mål.

### 3 Områdesbeskrivning

Karlshälls före detta industriområde är beläget vid Notvikens södra strand, fågelvägen ca 4,5 km nordväst om Luleå stads centrum, se karta i figur 1.



Figur 1. Översiktskarta (©Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din karta och Sverigebilden)

I området har tillverkning av träslipmassa bedrivits mellan åren 1911 och 1962, med ett uppehåll under andra världskriget då verksamheten låg nere. Två stora träbyggnader, de s.k. Tyskmagasinen, som under andra världskriget användes som förråd av tyskarna, är idag de enda byggnader som fortfarande finns kvar på området. Magasinen är byggnadsminnesförklarade av Länsstyrelsen i Norrbottens län. Det ena magasinet står idag tomt medan det andra används av föreningen Malmbanans vänner som garage för tågagnar. Övriga synliga spår av verksamheten utgörs av den barktipp som är placerad i södra delen av industriområdet. Utanför industriområdet, i Notviken, finns stockar, barkrester och träfibrier kvar efter att viken använts dels som transportväg (flottning) och upplag för timmer och dels som recipient för träfiberrikt processvatten.

Notviken är en vik i Luleälven som ligger strax uppströms älvens utlopp i havet. Vattendjupet i viken är som mest cirka 9 m. Längs Notvikens norra sida finns idag ett antal större bostadsområden samt ett mindre industriområde. Den strandnära marken nyttjas i friluft- och rekreationssyfte med ett flertal mindre bad- och grillplatser samt en mindre gång- och cykelbana. Det finns även ett antal båtbroggor.

På södra sidan om Notviken finns förutom det före detta fabriksområdet i Karlshäll ett bostadsområde i Karlsvik och resterna av ett järnbruk där intill. Kring det före detta industriområdet Karlshäll finns naturmark samt naturområden och biotoper som är skyddsvärda enligt Skogsstyrelsen, Länsstyrelsen och kommunen. Området är ett populärt friluftsområde. I viken förekommer sportfiske.

## 4 Utförda undersökningar

### 4.1.1 Tidigare undersökningar

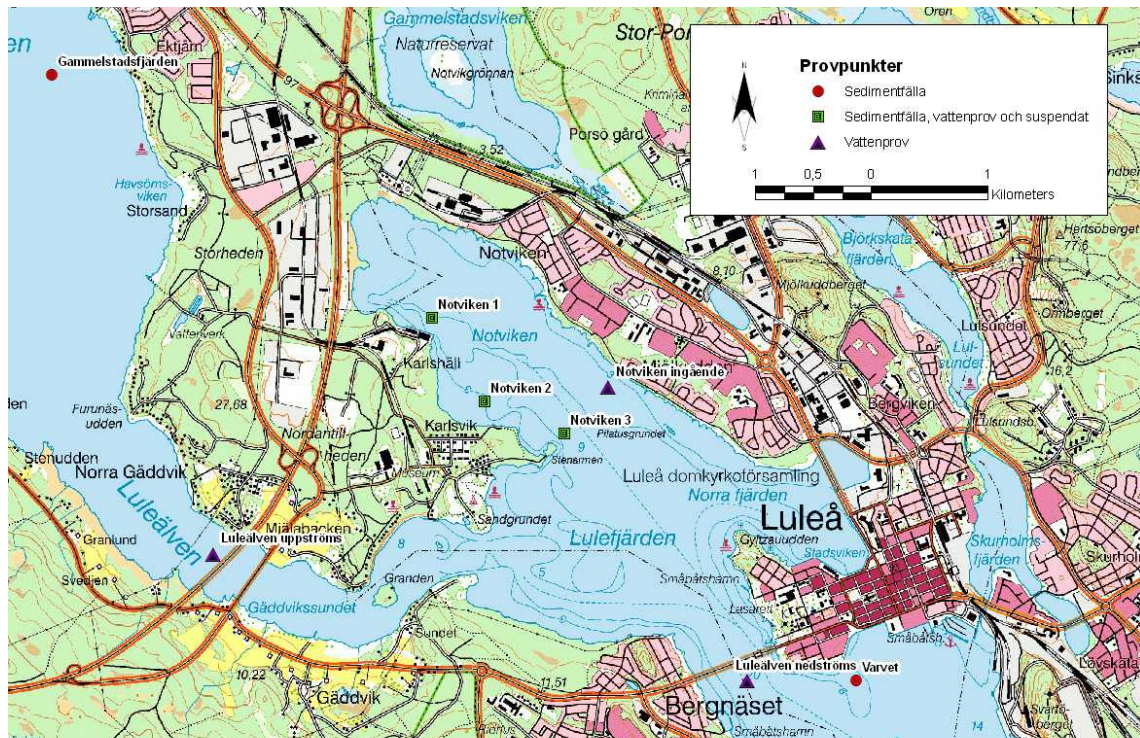
Innan huvudstudien genomfördes hade ett flertal undersökningar av olika omfattning genomförts i Notviken, som i olika grad varit kopplade till föroreningsproblematiken. Bland dessa kan främst nämnas:

- Effekter av utsläpp av fenylkvicksilver till Notviken (Luleå kommun, 1989)
- Radarmätning över fiberbank i Notviken (SGAB, 1989)
- Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vatten i Notviken (Luleå kommun, 1990)
- Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll (J&W, 1994)
- Vattenkontroll i samband med spontningsarbeten (MRM Konsult AB 1995)
- Förorenad mark i Luleå (Luleå kommun, 1999).
- Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning (MRM Konsult AB 2001).
- Fördjupad förstudie (AB Bothniakonsult 2005).

### 4.1.2 Referensundersökningen

Syftet med referensundersökningen har varit att kartlägga spridningen av kvicksilver från det förorenade området. Inom ramen för referensundersökningen har provtagningar av ytvatten och suspendat i Notviken och Luleälven utförts med jämna intervall under 1 års tid. Provtagning av suspendat har skett både genom aktiv provtagning med filter och genom passiv provtagning med sedimentfällor. I sedimentfällorna fångas partiklar som sedermera skulle ha sedimenterat och bildat bottensediment. Aktiv suspendatprovtagning innefattar tre olika mätningar, suspendatbelastning, metaller i löst fas och metaller i suspendat. Efter uppsamling av vatten transporterades dunkarna till en lokal inomhus för filtrering. Filtren och vattenprov lämnas till laboratorium för analys.

Provtagningspunkternas lägen framgår av kartan i Figur 2. Noggrannare beskrivningar av provtagningens genomförande återfinns projektrapport 2007:06 (Envipro Miljöteknik, 2008).



Figur 2 Provpunkternas placering samt beteckning.

#### 4.1.3 Biologiska undersökningar

Biologiska undersökningar har utförts av Pelagia. Undersökningar har utförts i Notviken och ett referensområde utanför Avan och Södra Sunderbyn genom att bottenlevande djur och snäckor har insamlats samt fisk fångats och sedan analyserats. En studie har även utförts på mundelsskadeförekomst hos fjärdermygglarver. En bestämning av trofograd har genomförts för Notviken. Noggrannare beskrivningar av undersökningarna återfinns i projektrapport 2007:07 (Pelagia Miljökonsult AB, 2007).

#### 4.1.4 Sedimentkartering

Sedimentkartering har utförts av Miljömanagement Svenska AB. Provtagningen har omfattat Notviken genom kontinuerlig provtagning av sediment till 1 m djup under botten i cirka 110 provpunkter. Inom områden med fibersediment har provtagningen drivits till 2 m djup under botten. Sedimenten har undersökts avseende typ, fiberinnehåll, torrsubstanshalt och innehåll av kvicksilver och organiskt material. I undersökningen har även ingått att ta fram tekniskt underlag för åtgärdsutredningen såsom densitet, hållfasthet, konflytgräns, avvattningssegenskaper, m.m. Utförligare beskrivningar av metodik och resultat återfinns i projektrapport 2007:8 (Miljömanagement Svenska AB, 2007).

#### 4.1.5 Undersökningar av vattenomsättning och kvicksilverspridning

Undersökningar av vattenomsättningen i Notviken har utförts av Ramböll, omfattande dels direktmätningar, dels beräkningar i en dynamisk modell. Mätningar av strömningshastighet i Notviken har utförts både under istäckta och isfria förhållanden. Dessa har använts för kalibrering av en datorbaserad dynamisk modell som använts för beräkning av vattenströmningen (hastighet och riktning) i viken vid olika förhållanden som påverkar vattenomsättningen (främst isförhållanden, vindriktning och vindstyrka samt vattenföring i älven). Till den beräknade vattenomsättningen har sedan kopplats uppmätta kvicksilverhalter i vattenpelaren i olika delområden varigenom transporten av kvicksilver kunnat be-

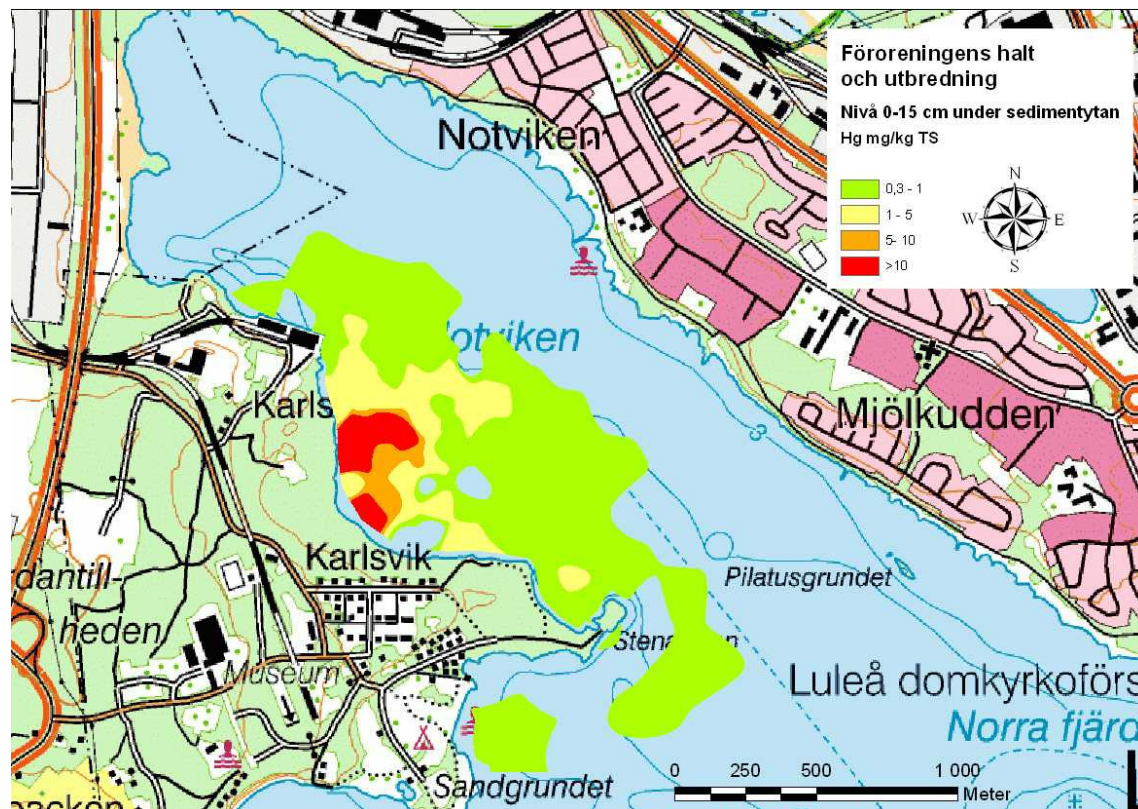
räknas. Beskrivningar av genomförandet av mätning och modellering samt en detaljerad redovisning av erhållna resultat finns i projektrapport 2007:09 (Ramböll 2008).

## 5 Behov av åtgärder

### 5.1 Konstaterade risker

Föroreningskällan i fallet Notviken utgörs av sediment. Genomförda undersökningar har visat att kvicksilver och metylkvicksilver är de föroreningar som förekommer. Det kan konstateras att de högsta kvicksilverhalterna återfinns i viken sydost om Karlshäll, se Figur 3 (röda och orangea området). Här förekommer fibersediment, dvs. i princip det material som släpptes ut då slipmassetillverkningen var igång i Karlshäll. I fiberområdet är sedimenten i vissa delar förorenade med kvicksilver ner till 1,5-2 m djup.

Utanför fiberområdet finns sediment som är förorenade med kvicksilver men saknar fibersediment (gula och gröna området i Figur 3). Kvicksilverhalten är generellt lägre jämfört med fiberområdet och mäktigheten på föroreningen betydligt lägre (cirka 0,5 m) utanför det kvicksilverförorenade området (dvs. utanför det gröna området i Figur 3). I övriga delar av Notviken är kvicksilverhalten lägre än 0,3 mg/kg och anses därför som låg (enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning). Detta område benämns ”resterande del av Notviken” och betraktas som recipient, dvs. mottagare av kvicksilver som sprids från det förorenade området. Det kan dock konstateras att halterna även i resterande del av Notviken är högre jämfört med Gammelstadsfjärden där en tidigare undersökning visat på kvicksilverhalter på 0,01-0,02 mg/kg TS.

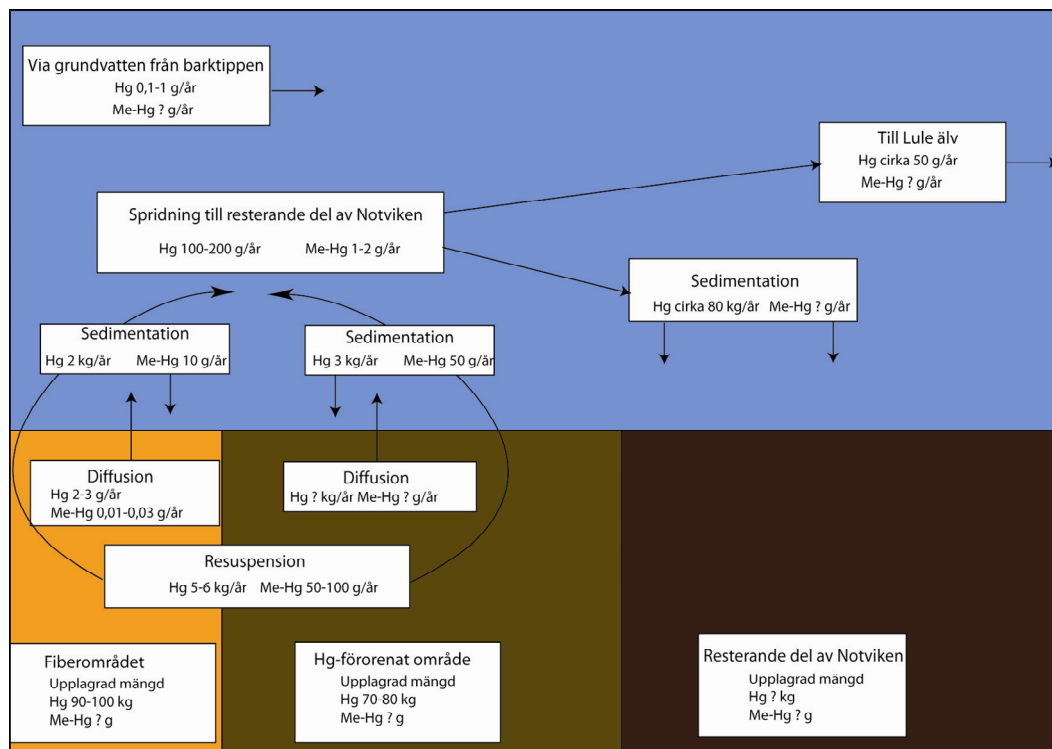




Figur 3. De förorenade områdets utbredning i de översta 15 centimetrarna av sedimenten.

Inom fiberområdet, som är relativt begränsat till ytan, uppskattas att 90-100 kg kvicksilver finns upplagrat, se massbalans i Figur 4. Begränsningen av detta område utgörs huvudsakligen av de röda och orangea fälten (sediment med halter > 5 mg/kg) i Figur 3. Utanför området med fibersediment återfinns ett till ytan betydligt större område som är förorenat med kvicksilver i lägre koncentrationer (0,3-5 mg/kg). Den sammanlagda mängden inom detta område beräknas till 60-70 kg. Totalt uppgår kvicksilvermängderna inom de förorenade områdena således till 160-170 kg. Konsekvensen av de stora mängderna är att framförallt fiberområdet bedöms utgöra en betydande möjlig punktkälla för spridning av kvicksilver, som klassas som ett utfasningsämne.

Inom Notviken sker en internspridning av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Uppskattningsvis sprids cirka 0,1-0,2 kg kvicksilver/år och 1-2 g metylkviksilver/år (Figur 4). Dessutom cirkulerar (resuspenderas och återsedimenteras) förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna. Mängden kvicksilver som sprids ut från Notviken till Lule älv är i förhållande till den totala transporten försumbar (Figur 5). Bidraget från Notviken till transporten i Luleälven är sannolikt oproportionerligt stort vid en normering mot avrinningsområdets yta, men med en stor variation mellan enskilda år. Sammantaget bedöms att spridningen av kvicksilver är ett lokalt problem för Notviken. Konsekvensen av den interna spridningen i Notviken har blivit att kvicksilverhalterna i Notviken generellt är högre än uppströms områden i Lule älv.



Figur 4. Massbalans för kvicksilver och metylkviksilver i Notviken

Den spridning som sker idag bedöms också fortgå i framtiden. Detta på grund av att ingen överlagring med rena sediment sker eftersom sedimenten ständigt rörs om. Således kommer resuspension fortsätta att ske av sediment med höga kvicksilverhalter och spridningen bedöms därmed inte minska i framtiden. På lång sikt kan detta innebära att halterna ökar även i den del av Notviken som idag inte beteck-

nas som förorenad. Detta innebär att det kvicksilverförorenade området ökar i storlek, vilket kan medföra att upptaget i djur ökar.



Figur 5 Spridning av kvicksilver från det förorenade området till Notviken respektive Luleälven.

Det är också möjligt att den pågående landhöjningen i framtiden kan innebära en ökad spridning. Om fibersedimenten hamnar närmare vattenytan kommer sannolikt erosionen/resuspensionen att öka med ökad spridning som följd. Prognosen för detta bedöms i dagsläget som mycket osäker. Detta främst på grund av att dagens klimatforskning pekar på en generell höjning av havsvattenytan, vilket åtminstone delvis skulle motverka landhöjningen. Med dagens kunskap bedöms det inte som sannolikt att spridningen till Luleälven skulle kunna öka i en sådan omfattning att bidraget skulle utgöra annat än ett marginellt tillskott till transporten i älven.

För djur som lever i eller söker sin föda i Notviken bedöms risknivån lokalt i Notviken vara förhöjd i jämförelse med uppströms områden i Luleälven. Det område som bedöms som mest problematiskt är det sekundärt kvicksilverförorenade området utanför området med fibersediment. Fiberområdet i sig bedöms vara mindre problematiskt då förekomsten av djur där generellt är liten enligt genomförda undersökningar. Då spridningen bedöms fortgå även i framtiden kommer riskerna sannolikt inte att minska. Om landhöjningen kommer att ge en ökad spridning i framtiden kan det innebära att upptaget i biota ökar och att riskerna ökar lokalt i Notviken för högre stående djur, till exempel sjöfågel och däggdjur. Ett ökat upptag kan också bli en konsekvens av en framtida temperaturhöjning som på sikt torde stimulera produktionen av biomassa och skapa gynnsammare förutsättningar för metylering av kvicksilver.

För människor bedöms riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten som små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer och fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon

risk vid vistelse och bad i Notviken eftersom halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i ytvattnet är låga. Eftersom spridningen av kvicksilver bedöms fortgå i framtiden är det troligt att fisk i Notviken även i framtiden kommer att innehålla högre kvicksilverhalter än opåverkade områden i Luleälven. Det är dock svårt att spekulera i om upptaget kommer att öka (till exempel på grund av ökad spridning) eller framtida människors vanor vad gäller intag av egenfångad fisk.

Sammantaget bedöms problemet med de kvicksilverförorenade sedimenten idag vara:

- Den stora mängden kvicksilver som finns upplagrat. Framförallt fibersedimenten utgör en betydande möjlig punktkälla av kvicksilver, vilket klassas som ett utfasningsämne. Kviksilvervet bryts inte ned och kommer därmed att finnas kvar även i framtiden.
- Internspridningen av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Dessutom cirkulerar förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna. Eftersom ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. Det är högst osäkert vilken effekt landhöjningen kommer att få på spridningen. Om de förorenade sedimenten hamnar på mindre vattendjup kan spridningen av kvicksilver och upptaget i djur öka. En höjning av havsvattennivån kan fördröja alternativt motverka denna effekt. Samtidigt kan ökade temperaturer på mycket lång sikt öka metyleringen och upptaget i biota.
- Den förhöjda risknivån för akvatiska och semiakvatiska organismer lokalt i Notviken. Eftersom spridningen bedöms fortsätta bedöms även den förhöjda risknivån för djur kvarstå.

## 5.2 Sammanfattande bedömning av åtgärdsbehovet

Mot bakgrund av ovanstående bedöms från naturvetenskaplig synvinkel att följande åtgärdsbehov finns för de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken:

- **Mängden kvicksilver.** Mängden kvicksilver är förhållandevis stor inom ett begränsat område. Särskilt fibersedimenten utgör en stor punktkälla. Eftersom kvicksilver klassas som ett utfasningsämne av Kemikalieinspektionen (2006) finns ett åtgärdsbehov redan genom möjligheten att mer säkert deponera en relativt stor mängd kvicksilver.
- **Frigörelsen och spridningen.** Riskbedömningen har visat att det sker en intern spridning av kvicksilver i Notviken. Då ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. Då det på lång sikt kan innebära att större sedimentområden i Notviken blir förorenade finns ett åtgärdsbehov. Frigörelsen av sediment och spridningen av kvicksilver kan öka i framtiden på grund av landhöjningen. Prognosen och tidsperspektivet för detta bedöms dock som osäkert. En åtgärd skulle minska den interna spridningen i Notviken och minska osäkerheten om den framtida utvecklingen.
- **Upptaget i djur.** Det har konstaterats att risknivån för djur i Notviken är högre än i uppströms områden i Lule älv. Detta bedöms gälla både djur som lever i Notviken (snäckor och fiskar) samt djur som söker sin föda i Notviken (till exempel sjöfågel). Eftersom spridningen bedöms kvarstå i framtiden sker ingen naturlig återhämtning av det område som idag bedöms vara problematiskt och riskerna bedöms kvarstå i framtiden. Det är sannolikt främst det kvicksilverförorenade området utanför området med fibersediment som utgör en risk för djur eftersom förekomsten av djur inom själva fiberområdet är generellt liten. Fiberområdet utgör dock i sig en indirekt risk då detta sannolikt är den främsta källan för kvicksilverspridning och upphovet till det sekundärt förorenade området. En åtgärd för enbart fibersedimenten skulle på kort sikt sannolikt inte innebära ett minskat upptag i djur. Däremot förbättras förutsättningarna för en naturlig återhämtning på lång sikt i det kvicksilverförorenade området utanför fibersedimenten. På lång sikt bör detta således leda till ett minskat upptag i djur.

## 6 Förutsättningar för efterbehandling

### 6.1 Förorenade ytor och mängder

Fibersedimenten är som mest 180 cm mäktiga och uppskattas förekomma inom ett cirka 130 000 m<sup>2</sup> stort område. Sediment med kvicksilverhalter över 0,3 mg/kg (exklusive fibersediment) förekommer inom ett område med storleken cirka 1,1 km<sup>2</sup>. Sedimentvolymen med halter över 0,3 mg/kg har beräknats till cirka 365 000 m<sup>3</sup> varav 55 000 m<sup>3</sup> utgörs av fibersediment utan inblandning av annat material.

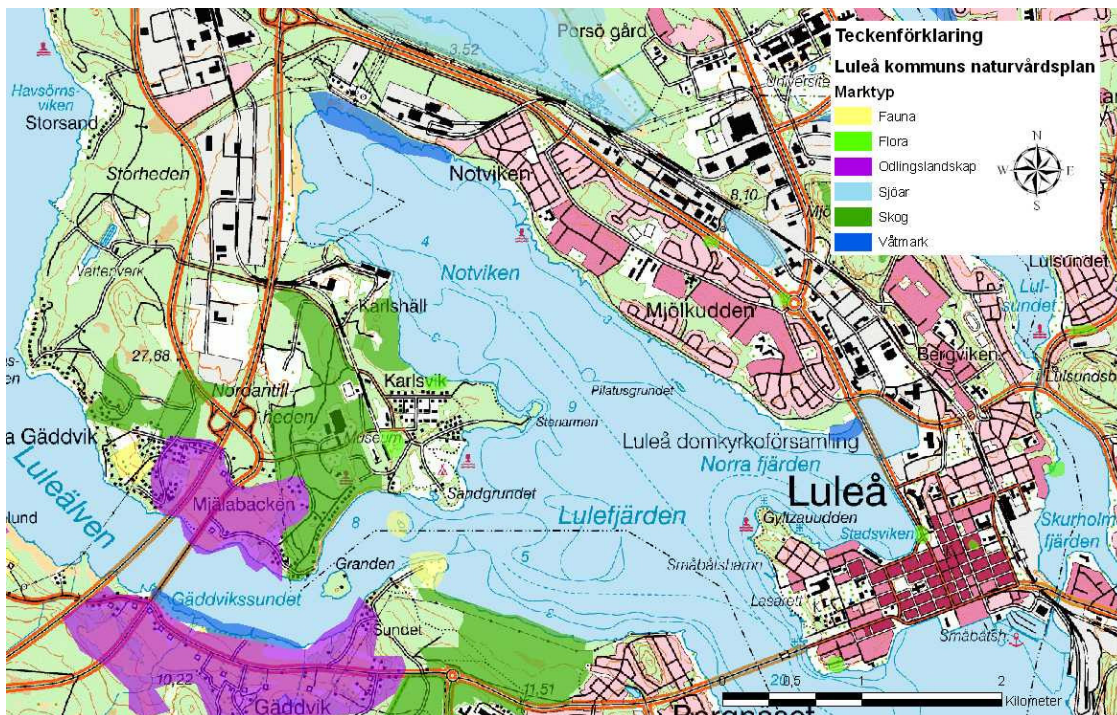
### 6.2 Markanvändning

#### 6.2.1 Nuvarande markanvändning

I den fördjupade översiktsplanen för Luleå tätort (Luleå kommun 1993) anges att Notviken ska betraktas som ekologiskt särskilt känslig. Notviken ingår i Luleälvens fiskevårdsområde samt i ett större område avsatt för friluftsliv, naturvård och ekologi. Vidare uppges det att Notviken, utanför Karlshäll, används för vattenskidåkning.

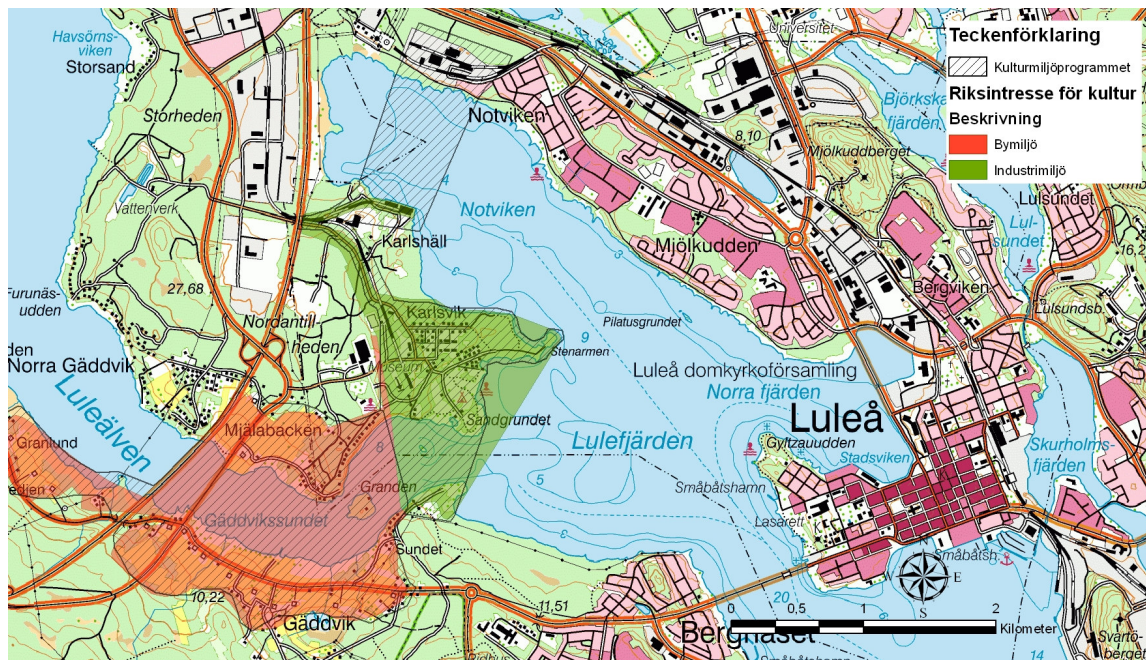
Landområdet vid Karlshäll anges vara arbetsområde och föreslås utvidgas och användas som detsamma även fortsättningsvis enligt den fördjupade översiktsplanen. Vidare säger den att de områden som omgärdar Karlshäll och Karlsvik är bevarandeområden för friluftsliv, naturvård och ekologiska funktioner.

Luleå kommun har upprättat en naturvårdsplan för bevarandet av vissa marktyper. Dessa återges i Figur 6.



Figur 6. Bevarandevärda naturtyper enligt kommunens naturvårdsplan.

På södra sidan om Notviken finns områden med kulturellt historiskt värde i form av det före detta industriområdet i Karlshäll och det före detta järnbruket i Karlsvik. I Figur 7 redovisas de områden som berörs av kulturmiljöprogrammet och sådana som utgör riksintresse för kultur. Kulturmiljöprogrammet visar områden som är regionalt och nationellt intressanta av Norrbottens synliga historia.



Figur 7. Översiktskarta med områden för "kulturmiljöprogrammet" och riksintresse för kultur markerat.

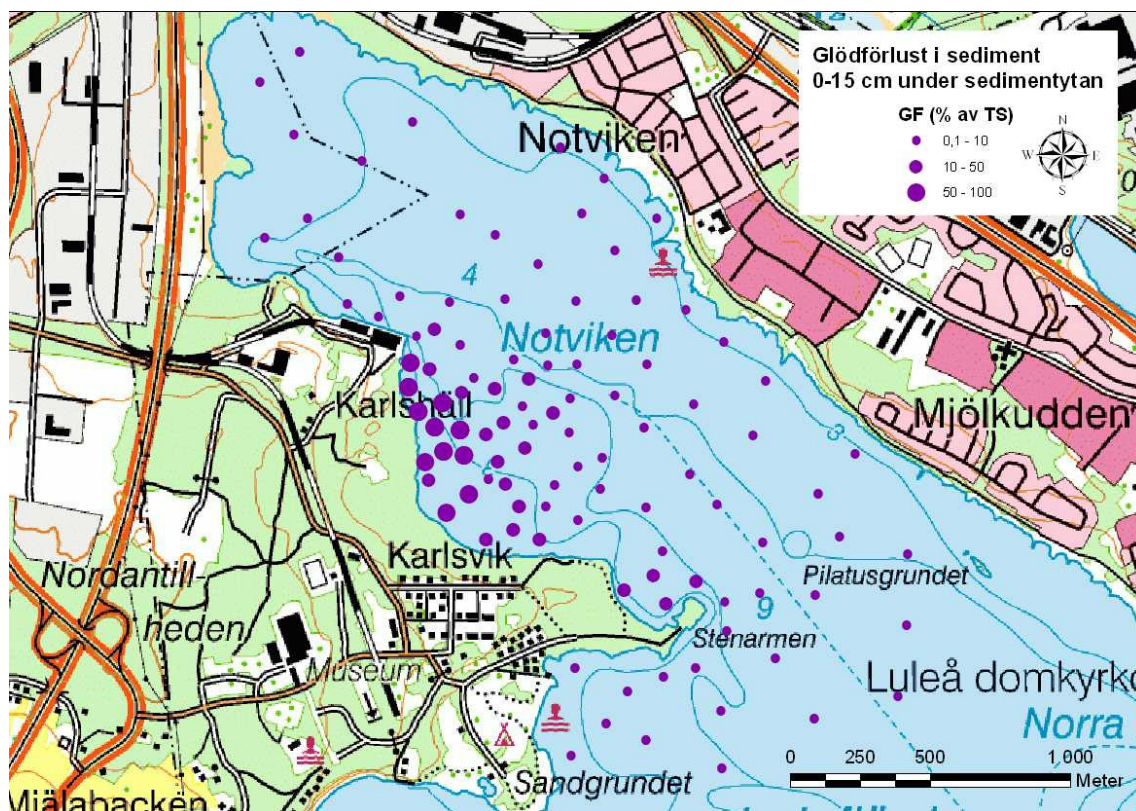
### 6.2.2 Framtida markanvändning

Arbete pågår med översyn av den nuvarande detaljplanen. Detta arbete kan komma att medföra att området mellan Karlshäll och Karlsvik, dvs. strandområdet innanför fibersedimenten där de högsta kvicksilverhalterna finns, klassas som ett framtida utbyggnadsområde för bostäder.

### 6.3 Tekniska förutsättningar för åtgärder

Sedimentens torrsubstanshalt (% TS) varierar från mycket låga värden till höga värden i det undersökta området. Höga värden återfinns där proven har stort innehåll av oorganiska sediment (upp till ca 70 % TS) och de riktigt låga värdena (< 10 % TS) återfinns i sediment med fiberförekomst i området intill det före detta industriområdet.

Höga TS-halter förekommer där den oorganiska andelen är stor i proven, vilket då framgår av provets glödförlusthalt. Den organiska andelen, glödförlusthalten (% GF), i sedimenten varierar från mycket höga värden i områden med fiberförekomst till mycket låga värden där proven har litet innehåll av organiska sediment. Höga GF-halter förekommer i fiberområdet mellan Karlshäll och Karlsvik, se figur 7.



Figur 8. Glödförlust i de översta 15 centimetrarna av sedimenten.

Densiteten har bestämts genom försök på prov tagna dels i fibersedimenten och i området utanför dessa. I fibersedimenten hade densiteten värdet  $1,02 \text{ ton/m}^3$  medan det i övriga sediment varierade mellan  $1,32 \text{ ton/m}^3$  och  $1,58 \text{ ton/m}^3$ .

Vid en geoteknisk jordartsklassificering benämns sedimenten i Notviken som fiberslam med trärester respektive sulfidhaltig lerig silt, s.k. svartmokka (naturliga geologiska sediment inom området). Fibersedimentens vattenkvot var 533 % medan vattenkvoten i sedimenten utanför fibersedimenten varierade mellan 90 % och 154 %. Konflytgränsen var för fibersedimenten 187 % och varierade mellan 51 % och 80 % inom området utanför fibersedimenten. Sammanfattningsvis konstaterades att fibersedimenten är mycket lösa och hållfastheten mycket låg. Variationerna inom området utanför fibersedimenten kan förmodligen delvis kopplas till inslaget av fiber och organiskt material, såtillvida att densiteten minskar, medan vattenkvoten (och därmed TS-halten) samt konflytgränsen ökar med ökande inslag av organiskt material.

Någon hållfasthetsbestämning har inte utförts *in situ*. I stället har försök att bestämma skjuvhållfastheten hos samlingsprover utförts på laboratorium. Fibersedimentens lösa karaktär innebar att stabila provkroppar inte kunde tillverkas utan tillsats av annat material som höjde torrsubstanshalten. Efter en sådan ”stabilisering” kunde tryckförsök genomföras varvid skjuvhållfastheten i fibersedimenten bestämdes till 1 kPa och för övriga sediment till 2 kPa. Provkropparnas TS-halt efter stabilisering var 29% respektive 52 %. Motsvarande värden för utförda konförsök var 2 kPa respektive 3 kPa.

Avvattningsförsök har utförts genom att sedimenten först blandats med vatten för att efterlikna sugmuddringsprocessen, för att sedan avvattnas. I detta fall har spädningen skett med tre delar vatten till en del sediment. Sediment utan fiber var svåravvattnade och avvattningsförsöket utfördes därför med

centrifug. Efter avvattning uppnåddes 55 % TS, motsvarande vattenkvoten 81 %. Avvattningen medförde således en lägre vattenkvot än den som uppmättes i de naturligt avsatta sedimenten på sjöbotten. Fibersediment avvattades med centrifug till 25 % TS motsvarande vattenkvoten 33 % och med pressning till 40 % TS, motsvarande vattenkvoten 150 %.

På avvattnade sediment har ödometerförsök typ CRS utförts. Dessa visar dels att sedimenten har hög kompressibilitet, vid effektivspänningen 50 kPa erhöles deformationen 20-25 %, men också att den hydrauliska konduktiviteten blir låg, mellan  $5 \cdot 10^{-10}$  och  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s vid samma deformation, se Bilaga 1. Detta innebär att stora sättningar men också en hög täthet kan förväntas hos en eventuell deponi med avvattnade muddermassor.

Vid sedimentkarteringen påträffades ett stort antal hinder som kan orsaka svårigheter vid genomförande av efterbehandlingsåtgärder, framför allt inom området med fibersediment. Främst utgörs dessa hinder av sjunktimmer, men även mindre stycken av trä etc. Vidare noterades att gas förekom i sedimenten.

#### **6.4 Klassificering för omhändertagande**

För det fall en efterbehandling av Notviken kommer att omfatta muddring betraktas de upptagna muddermassorna som avfall som ska hanteras i enlighet med förordningen (2001:512) om deponering av avfall samt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden vid mottagning av avfall vid anläggningar för mottagning av avfall (NFS 2004:10). För tillämpningen av dessa regler krävs att avfallet först klassificeras enligt avfallsförordningen. Enligt bedömningsgrunder för förorenade massor (Avfall Sverige, 2007) ska under normala förhållanden förorenade massor med kvicksilverhalter över 1000 mg/kg TS och/eller metylkvicksilverhalter över 500 mg/kg TS klassificeras som farligt avfall. Den högsta uppmätta halten av kvicksilver i Notvikens sediment är lägre än 30 mg/kg TS och den högsta analyserade halten av metylkvicksilver är 4,2 ng/g. Då dessa halter med god marginal ligger under dessa klassificeringsgränser kan sedimenten från Notviken klassificeras som icke-farligt avfall.

## **7 Åtgärdsmetoder**

Generellt finns flera olika alternativ för efterbehandling som leder till minskade miljö- och hälsorisker. Dessa syftar till att reducera riskerna genom att:

- hindra att skyddsobjekt exponeras för föroreningen (skyddsbarriärer),
- blockera spridningsvägarna (transportbarriärer) och/eller
- eliminera källan (källbarriärer).

Olika åtgärdsmetoder kan användas för att på olika sätt reducera de hälso- och miljörisker som de förorenade sedimenten medför. I detta kapitel följer en genomgång av hur olika åtgärdsmetoder fungerar och förutsättningarna för att tillämpa dessa i Notviken

### **7.1 Skyddsbarriärer**

Skyddsbarriärer kan i första hand användas för att påverka exponeringssituationen för människor och därigenom begränsa hälsoriskerna.

En typ av skyddsbarriär är planrestriktioner avseende markanvändning och exploateringsåtgärder. Restriktioner kan, beroende på riskbilden, omfatta utnyttjande av förorenade områden för nybyggnation, odling, utnyttjande av ytvatten och ytligt grundvatten för dricksvattenändamål. I Notviken kan restriktioner bli aktuella för alla verksamheter som kan medföra en ökad spridning eller en ökad exponering för de förorenade sedimenten. Exempel på sådana verksamheter är utbyggnader i eller intill vattenområdet, båttrafik m.m.

Den åtgärd som har den största rättsverkan i sådana fall är att Länsstyrelsen (enligt MB 10 kap, 10-14§§) förklarar området som miljöriskområde. Då beslutar länsstyrelsen om inskränkningar i markanvändningen eller om att vissa åtgärder som avses vidtas på fastigheten skall vara förenade med villkor eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten.

Restriktionerna kan avse grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära:

- att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka,
- att den miljömässiga situationen annars försämras, eller
- att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.

Länsstyrelsen får även besluta att sådana åtgärder inte får vidtas eller att fastighet inte får överlåtas förrän nödvändiga undersökningar har utförts. Det finns möjlighet att ändra beslutet om miljöriskområde, t ex om området har efterbehandlats och restriktionerna inte längre är nödvändiga.

För att restriktionerna skall ha någon verkan måste de vara allmänt kända och för detta krävs återkommande informationsinsatser som riktar sig till såväl boende i närområdet som tillfälliga besökare. Informationen kan t ex ges via utskick, allmänna möten, skyltning på platsen etc.

En kompletterande åtgärd för att reducera exponeringsrisken är att begränsa tillgängligheten eller förhindra tillträde genom inhägnad kompletterad med avspärning av vattenområdet som hindrar tillträdet till det förorenade området. Avspärningar begränsar tillgängligheten till området och reducerar därmed områdets värde som rekreationsområde och innebär därmed även en viss begränsning av områdets kulturmiljövärde även om inga förstörande ingrepp genomförs. Inhägnad och skyltning kräver tillsyn och underhåll för att fungera långsiktigt. Med hänsyn till riskbilden bedöms det som mest angeläget att begränsa tillgängligheten till området med fibersediment.

Miljöriskklassning innebär inskränkningar i möjligheten att vidare exploatera området samt begränsar nuvarande verksamhet. Brister i efterföljande av restriktioner leder till kvarstående risker. Kulturmiljövärdena inom området bevaras eftersom inga fysiska ingrepp genomförs.

Kostnaderna för restriktioner, eventuell inhägnad etc. är relativt liten. Behovet av regelbunden övervakning och information innebär dock att åtgärderna behöver upprätthållas i ett mycket långt tidsperspektiv.

Inrättande av ett miljöriskområde är en komplicerad procedur och ställer krav på ett omfattande utredningsarbete för länsstyrelsen. Något miljöriskområde har ännu inte inrättats i Sverige och avsikten är att begreppet ska reduceras för förorenade områden där riskerna är särskilt stora. Mot bakgrund av riskbedömningen för Notviken bedöms det inte som troligt att de kvicksilverförorenade området kan klassificeras som ett miljöriskområde. Det administrativa skydd som bedöms som mest lämpligt att använda är i stället detaljplanläggning där det förorenade området antecknas och restriktioner noteras.



För att ge effekt bedöms det som lämpligt att en sådan åtgärd kompletteras med avspärning av vattenområdet som förhindrar båttrafik i det mest förorenade området.

## 7.2 Efterbehandling på plats (transportbarriärer)

Efterbehandling av förorenade sediment på plats kan teoretiskt ske på samma sätt som vid behandling av föroreningar på land med metoder som syftar till att förändra föroreningen i sig. I denna grupp av åtgärdsmetoder ingår även täckning som förhindrar exponering/spridning av föroreningen utan föregående förflyttning.

Efterbehandling på plats, inklusive täckning, bedöms påverka natur- och kulturvärden marginellt.

### 7.2.1 *Behandling in situ*

Med behandling av sediment in situ menas här behandling med biologiska, kemiska och termiska metoder i syfte att:

- bryta ner föroreningar och/eller överföra dem till mindre toxiska föreningar,
- separera eller extrahera föroreningar från sedimenten,
- stabilisera (kemiskt fixera) föroreningarna i sedimenten så att de inte kan avgå genom diffusion eller
- solidifiera (fysikaliskt innesluta) föroreningarna i sedimenten så att avgången genom diffusion begränsas och partikelspridning förhindras.

Behandling av föroreningar i sediment in situ är sällan förekommande om man undantar övertäckning. Det är teoretiskt tänkbart att genomföra vissa såväl kemiska som biologiska behandlingar, men de praktiska svårigheterna är stora, liksom för termisk behandling. En av de viktigare begränsningarna är kravet på att behandlingen ska kunna utföras utan att påverka den omgivande vattenmassan negativt. Ett sätt att undvika påverkan på vattenmassan är att isolera sedimenten före behandling. Detta kan ske med tillfällig utrustning typ kassuner, spontlådor, etc. eller genom att sedimenten först övertäcks. Det finns exempel på genomförda efterbehandlingar där sediment har stabiliserats efter inneslutning bakom spont och övertäckning med sand liksom stabilisering efter muddring till invallade deponier. Denna typ av åtgärder behandlas i denna rapport under rubriken nyttiggörande som fyllning. I övrigt finner sig behandlingsmetoder in situ på utvecklingsstadiet.

Behandling in situ bedöms inte som realistisk att genomföra i Notviken varför denna metod inte utretts vidare.

### 7.2.2 *Övertäckning med jord*

#### *Allmänt om tekniken*

Övertäckning av förorenade sediment fyller främst tre funktioner, förutsatt att de är rätt dimensionerade med hänsyn till sitt syfte:

- Resuspension av förorenade partiklar i vattenmassan förhindras.
- Bioturbation (omblandning p.g.a. bottenlevande organisms aktivitet) förhindras.

- Diffusionen av föroreningar från sediment till vattenmassan begränsas.

Övertäckning med jord (inkluderat bergkrossmaterial) har förutsättningar att fylla samtliga dessa funktioner. Resuspension av förorenade partiklar undviks genom att sedimenten täcks med ett jordlager med tillräcklig kornstorlek för att bottenerosion ska undvikas vid de vattenhastigheter som kan uppträda. Diffusionen av föroreningar från sedimenten till vattenmassan hindras genom att jordtäckningen utförs med ett tillräckligt finkornigt ("tätt") material för att nödvändigt diffusionsmotstånd ska fås i kombination med tillräcklig täckningsmaktighet. De båda funktionerna ställer alltså delvis motstående krav på täckningen; den ska vara finkornig för att ge ett bra diffusionsmotstånd men tillräckligt grovkornig för att inte kunna erodera. Beroende på de lokala förhållandena kan det ibland vara lämpligt att utföra en övertäckning med två lager, underst ett finkornigt lager som erbjuder ett bra diffusionsmotstånd och däröver ett grövre lager som fungerar som erosionsskydd. Bioturbation som kan nedsätta funktionen undviks genom tillräcklig täckningsmaktighet.

Svårigheterna som är förknippade med att åstadkomma en framgångsrik jordtäckning är inte i första hand kopplade till tveksamheter kring funktionen av den etablerade täckningen. Denna kan säkerställas med en riktig dimensionering. Det kan däremot ofta vara svårt att etablera en jordtäckning på förorenade sediment p.g.a. att dessa ofta består av lösa organiska avlagringar med låg hållfasthet vilket medför att risken är stor för lokal nedpressning (bärighetsbrott) och åtföljande upptryckning med omblandning och uppgrumling av de förorenade sedimenten i samband med utläggning av täckningen.

Utläggning kan lämpligen ske med någon form av nedsänkt spridare för att minska grumligheten och få en jämn spridning av täckningsmaterialet för att undvika lokala ansamlingar av täckningsmaterial som medför risk för nedpressning. Det finns dock exempel på utläggning med konventionell grävmaskin (t ex vid täckningen av inloppet till Turingen) liksom spridning av täckningsmaterial från botten-tömmande pråm (försök utförda på flera ställen i Norge).

För att motverka risken för lokal nedpressning och diskontinuiteter vid övertäckning kan armerande lager av geotextiler ("fiberduk") läggas ut före övertäckning. För att fungera på ett tillfredsställande sätt behöver geotextilen sys ihop till större sjok som förankras innan jordtäckningen läggs ut.

En ytterligare faktor som man måste ta hänsyn till vid val av täckning är hur eventuell förekomst av gasbildning i sedimenten ska hanteras. Bildas gas måste det vara möjligt för denna att avgå genom täckningens porer. Blir täckningen för tät kan så höga gastryck utbildas att täckningen trycks upp och havererar.

Rapporterade kostnader för jordtäckning varierar inom vida intervaller, sannolikt beroende på skilda förutsättningar som medfört att olika utläggningsmetoder kommit till användning, behovet av förstärkning varierat och olika täckningsmaterial och täckningsmaktigheter använts. Rapporterade kostnader från olika projekt varierar mellan 100 kr/m<sup>2</sup> och 1400 kr/m<sup>2</sup> (Naturvårdsverket 2003).

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Jordtäckning bedöms kunna fungera för sedimenten i Notviken. Referensundersökningarna har visat att spridningen av föroreningar sker i partikelbunden form och att diffusionen av kvicksilver till vattenpelaren är försumbar. Det bedöms därmed som tillräckligt att dimensionera täckningen så att spridning av partiklar förhindras. Någon motsättning mellan täckningens funktion som spridningsbarriär och genomträngligheten för eventuell gas som bildas behöver inte riskeras.

De geotekniska förutsättningarna för att praktiskt genomföra en täckning bedöms däremot som mindre goda. Fibersedimenten i de förorenade områdena uppvisar mycket låg skjuvhållfasthet. Risken är därmed uppenbar för nedpressning av täckningen och upptryckning av förorenade sediment som leder till

omblandning av täckningsmassor och förorenade sediment samt grumling. För att det ska vara möjligt att genomföra en täckning måste först en armerande geotextil läggas ut och förankras noga, så att täckningen sedan kan läggas på utan att lokal nedpressning/upptryckning uppkommer. Av samma skäl måste täckningen därefter läggas eller spridas ut i tunna lager. Det bedöms också som nödvändigt att bärta sjunktimmer och andra hinder innan täckning utförs. Sådana hinder finns i stor omfattning främst inom området med fibersediment.

En begränsande faktor är att vattendjupen inne i Notviken redan är små och att en täckning skulle minska dessa ytterligare. Detta innebär att en täckning p.g.a. landhöjningen kan komma att exponeras för vågerosion redan i ett medellångt tidsperspektiv och behöver dimensioneras för detta. Däremot bedöms täckningen inte behöva dimensioneras särskilt för att begränsa avgången med diffusion till vattenmassan eftersom undersökningarna visar att denna är begränsad redan i dagsläget.

Risken för miljöpåverkan av täckningen utgörs främst av risken för grumling i samband med att täckningen etableras.

### 7.2.3 Övertäckning med artificiella sediment

#### *Allmänt om tekniken*

Övertäckning av förorenade sediment kan också ske med artificiellt sediment (geltäckning). Det artificiella sedimentet kan skapas t.ex. med hjälp av fällningskemikalier som sprids i vattenmassan nära botten och bildar flockar som sedimenterar över de förorenade sedimenten. En sådan metod, den s.k. Covermetoden, som har utvecklats i Sverige, baseras på en konventionell aluminiumbaserad fällningskemikalie med inblandning av strukturerande material och användes vid övertäckning av ackumulationsbottnar med kvicksilverförorenade sediment i sjön Turingen (i detta fall på vattendjup större än 4 m). Här skapades ett cirka 4 cm tjockt artificiellt sediment genom upprepad spridning av fällningskemikalier.

Aquablok är en liknande metod som utvecklats i USA, där svällande lermineral typ bentonit används i stället för fällningskemikalier. Denna täckning kan kombineras med andra övertäckningsmetoder och har kommit till användning vid övertäckningar i USA.

Täckning med artificiella sediment kan ofta utföras till lägre kostnader än jordtäckning beroende på att denna typ av täckningar utförs tunnare. Kostnaden för geltäckning i sjön Turingen var i storleksordningen 25 kr/m<sup>2</sup>. Motsvarande kostnad för täckning med jordmaterial på dessa ytor bedömdes bli minst fyra gånger så hög. Nackdelen med metoden är att det artificiella sedimentet vanligtvis är mer erosionskänsligt än jordtäckningar och endast kan komma i fråga på renodlade ackumulationsbottnar om de inte kombineras med annan övertäckning som kan fungera som erosionskydd. Eftersom täckningen normalt är relativt tunn finns risk att även bioturbation kan minska effektiviteten. De uppföljningar som hittills gjorts i Turingen visar att täckningen sannolikt är känslig för gasbildning i underliggande sediment (om sådan förekommer) varvid omblandning av förorenade sediment och täckningsmaterial kan ske.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Med hänsyn till geltäckningens känslighet för erosion och att den främst är ämnad för ackumulationsbottnar bedöms metoden som olämplig för de bottnar som utgör källområden för spridning i Notviken. Dessa bottnar utsätts för omfattande erosion och resuspension på grund av de ringa vattendjupen. Vattendjupen kommer dessutom efterhand att bli mindre i takt med landhöjningen.

#### 7.2.4 Övertäckning med geosynteter

##### *Allmänt om tekniken*

Geosynteter är ett samlingsnamn på syntetiska material som används för olika ändamål inom geotekniken. Vanligast är geotextiler som används som materialskiljande, filtrerande och/eller armerande lager. Ska funktionen endast vara materialskiljande används vanligtvis nålfiltade geotextiler (ibland även kallade fiberdukar). Dessa kan ofta också fungera som filtrerande lager. Bättre filterfunktion erhålls dock med flerskiktade dukar. Armerande geotextiler är normalt vävda vilket innebär att de kan ta upp en högre spänning vid lägre deformation. Ett alternativ till geotextiler som jordarmering är s.k. geonät som har en betydligt större maskstorlek och därigenom inte har någon funktion som materialskiljande lager utan enbart fungerar som armering.

En ytterligare applikation där geosynteter används och som kan vara av intresse vid övertäckning av förorenade sediment är som erosionsskydd. I vattendrag utgörs dessa erosionsskydd vanligen av två geotextiler som är hopsyddas i kanterna samt även punktvis hopsyddas över hela ytan (typ "Foreshore Protection"). På detta sätt skapas en gjutform som skräddarsys efter det område som ska täckas och i vilken betong injekteras efter utläggningen. Genom att textilerna punktvis är hopsyddas blir skiktet inte helt tätt utan skillnader i portryck kan utjämnas. Denna typ av täckning har provats på en mindre yta av en fiberbank utanför en f.d. pappersindustri (Tollare i Stockholm). Efter utläggningen uppstod en upptryckning av fiber från det område som inte var täckt. Det är dock oklart på vilket vis täckningen orsakat detta och om det berott på att täckningen endast omfattat en mindre delyta och inte hela området. Möjliga förklaringar är att gas stängts in utan att kunna avgå och tryckt upp fibersediment utanför täckningen, men också att en ojämn belastning orsakat en skredliknande upptryckning. Kostnaden för denna typ av täckningar bedöms uppgå till 500-1 000 kr/m<sup>2</sup>.

##### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Användning av enbart geotextiler som täckning bedöms som mindre lämpligt. En sådan täckning kan visserligen effektivt förhindra partikelresuspension under sin livstid och är troligen relativt enkel att etablera, men livslängden är sannolikt begränsad. Risken bedöms som stor att den naturliga översedimenteringen inte är tillräcklig för att skapa en övertäckning som kan förhindra resuspension av förorenade sediment när textilens funktion försämras.

Möjligen kan en täckning av typen betongmadrass, där betong injekteras mellan dubbla geotextiler fungera i ett längre tidsperspektiv. Även för denna finns dock frågetecken vad gäller beständigheten på lång sikt. Eventuellt kan någon typ av kompletteringstäckning med jord behöva påföras, om inte förr så när geotextilen åldrats så långt att dess funktion försämras. Mot bakgrund av detta bedöms alternativet som mindre intressant.

Däremot bedöms det som lämpligt att använda geotextiler som armering under en jordtäckning, som beskrivits i 7.2.2.

### **7.3 Muddring av förorenade sediment (källbarriärer)**

Muddring innebär att de förorenade sedimenten avlägsnas och tas om hand på annan plats. Omfattningen av muddringen kan anpassas efter vald åtgärdsnivå. En muddring i Notviken påverkar natur- och kulturmiljövärdena marginellt. Miljöförbättringen bedöms vara långsiktig, eftersom föroreningen elimineras.

### 7.3.1 Sugmuddring

#### *Allmänt om tekniken*

Sugmuddring är en gemensam beteckning på muddringsmetoder som suger och pumpar bort sedimentet från botten som en slurry. Denna teknik medför vanligtvis en avsevärd inblandning av vatten. Hur stor denna blir beror på sedimentens ursprungliga TS-halt på botten. Vanligen sker vidaretransporten från mudderverket till landanläggningen genom pumpning i flytande, slutna ledningar. Sådan pumpning kan normalt ske upp till 3 km beroende av materialet som ska transporteras. Vid längre sträckor och/eller om större höjdskillnader ska överbryggas kan mellanpumpstationer användas. Flera olika typer av sugmudderverk finns. Nedan behandlas endast de metoder som särskilt anpassats för muddring av förorenade sediment (s.k. "miljömuddring").

Sugmuddring har varit den teknik som huvudsakligen använts i Sverige för muddring av förorenade sediment. Tekniken innebär att ett muddringshuvud positioneras i sedimentytan och förs fram och tillbaka i överlappande stråk under det att sediment framför munstycket matas in och sugs upp till muddringsfarkosten varifrån det pumpas till land i slutna ledningar. Genom att munstycket mer eller mindre ligger på sedimentytan sker avverkningen med bottenparallella pallar. Pallmaktigheten beror på muddringshuvudets utformning och kan anpassas, normalt från ca 0,2 m upp till ca 0,5 m. Den i Sverige förekommande typen av munstycke utgörs av en liggande skruv som förs med långsidan mot det sediment som ska avverkas och skruvar in detta till ett centralt placerat sugmunstycke. Skruven är omgiven av sköldar. Vid avverkning hålls skölden i avverkningsriktningen öppen medan motstående sköld hålls stängd för att begränsa grumlingen. Utomlands finns andra typer av munstycken som är utformade för att ge samma funktioner.

Framdriften av muddringsfarkosten sker vanligen med vajrar som är förankrade i land och vinschar på farkosten. Med denna teknik räcker det med att muddringshuvudet kan positioneras i vertikalled i förhållande till farkosten. Den horisontella positionen relativt farkosten kan vara fixerad och avverkning åstadkommas genom farkostens rörelse. De i Sverige förekommande mudderverken fungerar på detta sätt. Muddringsskruven hos dessa har sin axel i farkostens längsled och avverkningen åstadkoms genom att hela muddarfarkosten med hjälp av vajrarna svingas fram och åter i långa svepande rörelser. I varje vändpunkt förflyttas farkosten framåt så att ett nytt stråk kan avverkas. Andra typer av mudderverk arbetar i stället med en svingande arm som förs fram och åter under det att muddarfarkosten endast förflyttas i en rak linje. Muddringsdjupen hos de mudderverk som hittills använts för sugmuddring av förorenade sediment i Sverige är begränsade till ca 14 m från vattenytan räknat. Det är dock möjligt att bygga mudderverk avsedda för större djup.

Positioneringen av muddringshuvudet kan med modern positioneringsutrustning ske med stor noggrannhet. Eftersom muddringshuvudet inte behöver lyftas utan avverkningen kan ske kontinuerligt är möjligheterna till avverkningskontroll stora. Vanligtvis arbetar mudderverken efter terrängmodeller av botten som tagits fram genom en inledande detaljerad batymetrisk undersökning (bl.a. ekolodning) och muddringen kan hela tiden styras med hjälp av positioneringen och terrängmodellen.

Sugmuddring är överlägsen grävuddring med hänsyn dels till den mindre risken för grumling, dels med hänsyn till de bättre möjligheterna till avverkningskontroll. Även om grumlingen är mindre kan den dock inte helt undvikas varför andra skyddsåtgärder, t.ex. skyddsskärmar (se nedan), kan behövas. Den stora nackdelen med sugmuddring är inblandningen av vatten som innebär att de muddrade sedimenten alltid kommer att behöva avvattnas och att stora kvantiteter returvattnen därmed uppkommer, som måste hanteras och eventuellt renas. En ytterligare nackdel är att sugmuddring med denna typ av mudderverk inte klarar svårforcerade områden, t.ex. med tjock rotfilt som ofta återfinns i vassområden.

Kostnaden för sugmuddring inklusive transport till avvattningsanläggning bedöms till mellan 50 och 100 kr/m<sup>3</sup> sediment.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

De tekniska förutsättningarna för sugmuddring i Notviken är goda. De förorenade sedimentens egenskaper är sådana att inga losstagningsproblem bedöms föreligga. Sugmuddring av denna typ är särskilt anpassad för förorenade sediment. Eftersom viken är grund kommer det inte att uppstå problem med att mudderverket inte når ned.

Den främsta svårigheten som är förknippad med sugmuddring utgörs av de stockar och annat trä som återfinns i viken mellan Karlshäll och Karlsvik och som i stor utsträckning sammanfaller med området med fibersediment. Det bedöms som nödvändigt att rensa området från sådana hinder innan muddring genomförs. För detta måste hydrauliska kranar eller grävmaskiner med gripklo eller liknande användas. Under den tid rensning pågår bedöms grumlingen komma att bli avsevärd vilket delvis förtar sugmuddringens största fördel, den begränsade grumlingen. Det bedöms därför som lämpligt att rensning utförs bakom skärm och att återsedimentering av uppgrumlat material inväntas innan muddring utförs.

Förankringen av mudderverket innebär att vajrar måste spännas upp och förankras i land på tre eller fyra punkter beroende på typ av mudderverk. Detta innebär att Notviken sannolikt måste stängas av för båttrafik under den tid muddring pågår.

### *7.3.2 Grävuddring*

#### *Allmänt om tekniken*

Grävuddring kan utföras med traditionella grävmaskiner både från land och från flytande arbetsplattformar. Med grävmaskiner kan i princip alla typer av sediment avverkas, oberoende av typ, fasthet, förekomst av rotfilt etc. Med rätt maskinval kan man även nå relativt stora djup (storleksordningen 20 m). Grävmaskiner kan även utnyttjas för strandmuddring där åtkomligheten kan vara begränsad och inblandning av sten och block ofta utgör hinder.

En betydande nackdel med grävuddring är risken för grumling med spridning av föroreningar med partiklar som frigörs. För att i någon mån motverka detta har slutna gripskopor utvecklats. Dessa består av två eller flera delar som kan öppnas och slutas med vajrar eller på elektrisk och hydraulisk väg. Skopan sänks ned i öppet läge, läggs ned på botten och sluts varvid sedimenten skrapas in i skopan. När denna sedan lyfts hålls den slutet för att undvika att sediment lösgörs och grumlar. Detta innebär dock samtidigt en viss inspädning med vatten eftersom överskottsvatten från skopan inte kan avrinna.

Det finns ytterligare metoder som utvecklats för mekanisk muddring, t ex paternosterverk. Dessa har främst utvecklats för större muddringar av farleder etc. och bedöms inte vara av intresse i detta sammanhang.

Förutom risken för grumling utgör också svårigheterna att enkelt kontrollera avverkningen under utförandet en nackdel med grävuddring i förhållande till sugmuddring eftersom en skopa hela tiden behöver lyftas och sänkas medan sugmudderverkets muddringsverktyg hela tiden hålls nedsänkt i avverkningsposition. Detta har dock förbättrats på senare tid, dels genom användning av modern GPS-teknik som medger en snabb positionering med hög noggrannhet och dels genom utveckling av skopor som medger att tämligen plana snitt erhålls. Kontrollerbarheten vid avverkning måste dock fortfarande anses vara sämre än för de bästa sugmudderverken.

Kostnaden för grävuddring ligger normalt i storleksordningen 50-100 kr/m<sup>3</sup> beroende på hur man kan etablera utrustningen (från land, från pråm etc.) Grävuddring medför större grumling än suguddring. Kostnaden att hantera grumlingen på ett godtagbart sätt vid grävuddring bedöms därför som märkbar. Inklusiv transport till avvattningsanläggning bedöms här kostnaden för grävuddring till 100 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Vid grävuddring bedöms sedimentens lösa karaktär innebära att risken för grumling blir stor vilket ökar risken för utsläpp från under tiden arbetet utförs. Med hänsyn till risken för grumling torde det sannolikt vara nödvändigt att utföra all grävuddring av förorenade sediment bakom skyddsskärmar. En ytterligare konsekvens är risken för att uppgrumlade förorenade sediment skall återsedimentera på muddrade ytor.

En fördel för grävuddring är att hinder relativt enkelt kan avlägsnas i samband med muddring. Med hänsyn till de nackdelar som risken för grumling medför bedöms metoden ändå inte som lämplig att använda i Notviken, annat än som ett komplement i områden som är svåra att avverka med andra metoder.

#### *7.3.3 Frysmuddring*

##### *Allmänt om tekniken*

Markfrysning har sedan många år använts för att öka hållfastheten och minska inläckaget av vatten vid schaktning och byggande i jord och berg. Ett svenskt företag (FriGeo AB) arbetar med utveckling av denna teknik för att genom frysning stabilisera och föra bort förorenade sediment. Metoden har hittills endast används i mindre skala. Frysnings- och upptagningen av sedimenten kring det flygplan av typ DC3 som försvann i Östersjön under spaningsuppdrag den 13 juni 1952, visar att metoden fungerar och även kan användas på stort djup; vattendjupet där var cirka 130 meter. För muddring av förorenade sediment har metoden hittills kommit till användning i minst ett mindre projekt.

Tekniken är särskilt lämplig vid svårt förorenade platser i såväl sötvatten som marina miljöer samt för muddring av platser som är svåra att nå med stora maskiner. Frysmuddring utförs genom att det förorenade sedimentet fryses i block. Frysningsinduceras via en elektrisk driven kylanläggning eller med flytande kväve. En köldbärarvätska leds genom frysceller ned i sedimentet. Fryscellerna kan bestå av plattor eller av rör som sätts eller borraras ned i sedimenten. När sedimentet frusit lyfts det i sin stabila frusna form. Stabiliteten gör att endast små mängder förorenade sediment kan lösas till vattenmassan.

Frysmuddring kan användas med stor precision vilket medför att mängden upptaget material kan minimeras, vilket sänker kostnaderna för efterbehandling. Det frusna materialet är stabilt, lätt att transportera och avvattas enkelt via upptiningen. Upptinade sediment innehåller mindre mängd vatten än i naturligt tillstånd genom att frysningsöverkonsoliderar sedimentet och vid upptiningen frigörs en del av det vatten som funnits i sedimentets porer. Denna avvattningseffekten kan vara betydande i de fall sedimentens vattenkvot är hög.

I de områden där det förorenade sedimentdjupet är större än någon halvmeter behöver frysceller skapas av ett antal rör som trycks ned i sedimenten och som cirkulerar köldbärarvätskan. Rören kan också användas vid lyftningen av den frysta cellen. För att göra det möjligt att få loss respektive cell måste ett litet icke fryst utrymme lämnas mellan rören. Denna mängd sediment kommer att rasa ned på boten där den frysta cellen legat. Viss mängd förorenade sediment kommer således att bli kvar. Om cel-

lerna antas vara 5x5 m och icke fryst avstånd mellan cellerna antas till 0,25 m blir kvarlämnad mängd 5 % av upptagen mängd.

Frysmuddringens främsta fördelar ligger i liten grumling, precision, enkel avvattning och flexibel uppställning (frysaggregatet behöver inte placeras omedelbart intill sedimenten). Största nackdelen ligger i kapaciteten, även om stora områden kan frysas samtidigt. Jämfört med gräv- eller sugmuddring torde kapaciteten hos frysmuddring vara mindre än 50 % men detta skulle kunna överkommas genom användning av flera parallella aggregat. Frysmuddringen kräver också mer energi, man beräknar att 100 kWh per m<sup>3</sup> sediment åtgår för frysning. En del av denna energi kan dock återvinnas genom värmeväxling.

Kostnaderna för att installera, frysa och lyfta upp sedimenten på pråm torde ligga kring 200-300 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Befintligt underlag ger liten vägledning för att bedöma frysmuddringens förutsättningar i Notviken. Erfarenhetsunderlaget är hittills litet. Tekniken är dock enkel och den största osäkerheten ligger i kostnaderna. Miljömässigt bedöms tekniken som väl anpassad.

Det torde också vara möjligt att avlägsna sjunktimmer och andra hinder för muddring på ett enkelt sätt genom frysning och lyftning av frysta sediment med infrysta föremål.

En eventuell frysmuddring bör föregås av pilottest. Vid detta test kan energiåtgång, grumling, TS-halt efter upptining mm klarläggas.

### *7.3.4 Övriga muddringsmetoder*

#### *Allmänt om teknikerna*

En muddringsteknik som bör nämnas även om den inte är anpassad för muddring av förorenade sediment är muddring med grävande sugmudderverk typ Watermaster. Denna teknik är en kombination av sugmuddring och grävuddring, där losstagning av sediment sker med en grävskopa med skärhuvuden och ett sugmunstycke. Transporten från skopan sker hydrauliskt som vid sugmuddring.

Mudderverket förflyttas med hjälp av en kombination av stödben och pontoner som medger god framkomlighet mer eller mindre oberoende av vattendjup. Fördelen med denna typ av mudderverk är just framkomligheten i områden som annars kan vara svåra att nå, att avverkning kan ske selektivt i områden med hinder (block etc.) och att de flesta sedimenttyper kan avverkas, inklusive rotfilt. Nackdelen med tekniken är att grumlingen blir betydande varför andra skyddsåtgärder behöver vidtas. Uppgrumling kan uppkomma inte bara genom själva muddringen utan också genom användningen av stödben vilket om möjligt bör undvikas.

En i sammanhanget intressant teknik för muddring av förorenade sediment är Möbius Sediment Pick-Up (MSA) tillsammans med Möbius Pressing and Feeding Unit (MPF). Tekniken liknar sugmuddring i det avseendet att losstagning av sediment sker i ett slutet muddringshuvud och transporteras till en muddarfarkost. Sedimenten förs därefter vidare till land via en ledning. Därmed begränsas grumlingen på samma sätt som vid sugmuddring. En viktig skillnad jämfört med sugmuddring är att någon inblandning av vatten vid avverkning och transport av de förorenade sedimenten inte behövs. I stället trycks de avverkade sedimenten från muddringshuvudet via muddringsfarkosten och vidare till land genom ledningen med stora kolvpumpar. Genom att inblandning av vatten undviks får de muddrade sedimenten en pastaliknande konsistens i stället för den slurry som fås vid sugmuddring. Beroende på transportavstånd kan mellanliggande tryckstegringsstationer fordras. Tekniken har ännu inte kommit till användning vid muddringar i Sverige, men framför allt tekniken för transport och utläggning i de-



poni utan inblandning av vatten har utnyttjats vid några projekt i Tyskland (Martini och Lindmark, 2004).

Kostnaderna för upptagning och transport med helt slutet system liknande sugmuddring bedöms till i storleksordningen 250 kr/m<sup>3</sup>. Vid användning av enbart transportsystemet i kombination med gräv- muddring med slutna skopa bedöms kostnaderna till ca 200 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Bedömning av teknikernas lämplighet i Notviken*

Muddring med Watermaster bedöms inte som lämplig eftersom risken för grumling är stor. Möjligen kan tekniken användas som komplement till sugmuddring för muddring av svåravverkade områden (vass etc.). I sådana områden kan dock också konventionell grävuddring användas. En fördel med en Watermaster som komplement till sugmuddringen är dock att transporten av muddermassor sker hydrauliskt på samma sätt som vid sugmuddring. Kostnaden bedöms vara densamma som för sug- respektive grävuddring (ca 100 kr/m<sup>3</sup>).

Däremot bedöms muddring med MSA som en lämplig metod. Ur miljösynpunkt och med hänsyn till kontrollerbarheten bedöms den som jämförbar med sugmuddring. Nackdelen är främst den högre kostnaden som dock till en del kan kompenseras av att kostnaderna för vattenrening minskar.

### **7.4 Behandling av muddrade sediment**

Muddrade sediment behöver vanligtvis genomgå någon form av avvattning före fortsatt omhändertagande. Detta gäller särskilt om sedimenten muddrats med sugmuddring eftersom vatten blandas in vid muddringen. Vid andra typer av muddring kan det vara tillräckligt att sedimenten läggs upp så att överskottsvatten kan avrinna, men om sedimenten i naturligt tillstånd på botten har en hög vattenkvot kan även sådana sediment behöva genomgå en särskild avvattningprocess för att få tillräcklig hållfasthet för uppläggning eller för att ge bättre förutsättningar för en efterföljande behandling. Behovet av avvattning bestäms av vatteninnehållet hos de uppmuddrade sedimenten i förhållande till kraven för den efterföljande behandlingen eller deponeringen.

Avvattningen medför att en större mängd vatten avskiljs från sedimenten och måste föras tillbaka till recipienten. Detta innebär normalt också krav på rening av det vatten som återförs. Ofta är föroreningarna i sedimenten partikelbundna och det är då tillräckligt med avskiljning av partiklar. Ibland förekommer vattenlösliga föroreningar som kan motivera en mer avancerad reningsteknik.

Det slutliga omhändertagandet kan ske genom någon typ av behandling som syftar till att bryta ned, avskilja och/eller inaktivera föroreningarna och/eller genom deponering. De metoder som kan komma i fråga för nedbrytning eller avskiljning av föroreningar är olika varianter av termisk, kemisk och biologisk behandling. Valet mellan olika behandlingsmetoder och deponeringslösningar görs utgående från vilka föroreningar som förekommer och deras förekomstform och de förorenade sedimentens fysikaliska egenskaper (organisk halt, vatteninnehåll, kornstorlek). Dessa faktorer avgör vilka metoder som är tillämpbara och vilka kostnader som är förknippade med olika lösningar. Även om någon typ av behandling genomförs måste ofta deponering användas som en del i behandlingslösningen. Detta gäller för Notviken eftersom kvicksilver är ett grundämne och därmed inte kan destrueras.

#### *7.4.1 Avvattning och rening av returvatten*

##### *Allmänt om avvattning*

Man kan särskilja tre olika huvudprinciper för avvattning av muddrade sediment:

- Mekanisk avvattning som utnyttjar maskinell utrustning
- Passiv avvattning genom sedimentering i bassänger
- Halvpassiv avvattning i s.k. geotuber

De vanligaste utrustningarna för mekanisk avvattning av muddrade sediment är silbandspressar, men även centrifuger används. Silbandpressarna ger oftast det bättre resultatet, kräver mindre energi och är inte lika slitagekänsliga om friktionsmaterial förekommer i sedimenten. Sedimentens egenskaper kan dock ibland medföra svårigheter vid pressning varvid centrifuger måste användas. Det finns också mer avancerade utrustningar för avvattning, t ex kammarfilterpressar, som ger bättre resultat. Dessa utrustningar är dock kostsamma och blir sällan kostnadseffektiva vid avvattning av sediment.

Före avvattningssteget krävs en föravskiljning av grovmaterial som t.ex. kan ske med galler, samt en station för inblandning av polymer som flockningsmedel. I processen kan även ingå kompletterande förbehandling såsom försedimentering eller cykloner för avskiljning av sand och grus och förtjockare för att öka sedimentens torrsubstanshalt före slutsteget. Mekanisk avvattning med silbandspressar användes vid muddringarna av Järnsjön i Hultsfreds kommun 1993-1994 och Örserumsviken i Västerviks kommun 2001-2003, vilka båda utfördes med sugmuddringsteknik. Erfarenheterna av dessa projekt visar att det mekaniska avvattningssteget ofta blir begränsande för vilken kapacitet som kan uppnås i processen med bibehållen kostnadseffektivitet, och att en buffert i form av en utjämningsbassäng måste finnas så att muddring och avvattning kan ske utan att vara direkt beroende av varandra.

Passiv avvattning innebär att sedimentslurryn från sugmuddring pumpas till en stor bassäng där sedimenten fås att sedimentera, vanligen med tillsats av polymer som flockningsmedel. Bassängen kan byggas på land och vara helt dränerad, eller som en invallning i vattenområdet. Framför allt dränerade bassänger kan grävas ur och återanvändas för återkommande muddringskampanjer. Denna avvattningsteknik har bl.a. utnyttjats vid muddringar i Kalmar hamn. Bassänger för passiv avvattning kan också dimensioneras för att utgöra ett slutligt omhändertagande och samtidigt nyttiggörande av de förorenade sedimenten i en fyllning för att tillskapa nya landområden. Detta har skett t.ex. vid muddringar av kvicksilverförorenade sediment för Stora Enso i Skutskärs hamn, där en vik vallades in och användes som kombinerad bassäng för avvattning och slutlig förvaringsplats för sedimenten. Överskottsvatten från bassängerna dekanteras och omhändertas för rening. Rening kan också ske genom att invallningen utformas som ett filter med tillräcklig avskiljning av partiklar, en teknik som användes i Skutskär. Efter det att muddringarna i Skutskär avslutats kommer den invallade viken att användas som lagerytor och en kaj anläggs utanför vallen.

Avvattning i geotuber kan sägas vara ett mellanting mellan mekanisk och passiv avvattning. Med denna teknik pumpas sedimentslurryn från sugmuddring in i stora tuber av geotextil vilka fungerar som filter. Genom att ett övertryck byggs upp inne i rören pressas vatten ut genom textiltväggarna medan sedimenten kvarhålls inne i tuberna. För att underlätta dräneringen kan polymer tillsättas sedimentslurryn som flockningsmedel. Tuberna läggs upp på ett dräneringslager över ett underliggande tätskikt för uppsamling av dränerande vatten som sedan förs till slutlig rening av avrinnande vatten. Denna avvattningsteknik användes vid muddring av Svartsjöarna i Hultsfreds kommun. Tekniken fungerade väl och hade hög kapacitet. Avskiljningen av partiklar i geotuberna var mycket god och returvattnet som samlades upp efter avvattning hade låg halt suspenderad substans (lägre än det krav som gällde för återföring till Svartsjöarna).

Kostnaden för avvattningen, exklusive rening av returvattnet, beror bland annat på hur avvattningen kan bedrivas (passivt eller aktivt) och på sedimentens egenskaper och kan variera inom vida gränser. Vid mekanisk avvattning av sugmuddrade sediment bedöms att en investering i avvattningsutrustning behövs med ca 12 Mkr, medan driftkostnaden kan uppskattas till ca 100 kr/ton TS (15-40 kr/m<sup>3</sup> bero-

ende på TS-halt). Driftkostnaden består till största delen av kostnader för polymertillsatsen, som enligt undersökningarna bör vara 2-2,5 g/kg TS. För avvattning i geotuber behövs ingen investering i utrustning förutsatt att avvattning sker i den slutliga deponin och att denna är försedd med bottentätning. Däremot ökar kostnaderna med kostnaderna för geotuberna, ca 100 kr/m<sup>3</sup> sediment.

För frysmuddring och grävuddring sker avvattning enklast genom att sedimenten läggs upp på dränerande underlag på tät platta varvid överskottsvatten få avrinna. Särskilt för frysmuddring bedöms denna metod vara effektiv. För en sådan avvattning utgörs kostnaden dels av investering i en platta, dels består den av kostnad för hantering av sedimenten. Sammantaget bedöms kostnaden till mellan 50 och 70 kr/m<sup>3</sup> beroende på åtgärdernas omfattning.

#### *Allmänt om returvattenrening*

Med hänsyn till att föroreningen är partikelbunden är det sannolikt att vattenreningen endast behöver omfatta partikelavskiljning. En lämplig anläggning för sådan vattenrening är flockning med polyelektrolyt med flotation och/eller sedimentering. För det fall även lösta ämnen skulle behöva avlägsnas kan anläggningen utformas för kemisk fällning. Dessa typer av anläggningar kan dimensioneras för stora flöden och är därför lämpliga att kombinera med sugmuddring.

För det fall frysmuddring tillämpas kommer vattenflödena att bli betydligt mindre och en enklare vattenreningsanläggning baserad på filtrering kan vara ett alternativ.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet för Notviken*

Vilken teknik för avvattning som är bäst lämpad i Notviken beror på valet av muddringsmetod och slutligt omhändertagande av muddermassorna. För det fall massorna skall nyttiggöras i en fyllning i vattenområdet, se nedan, är det troligt att en passiv avvattning genom sedimentering är det bästa valet. För det fall massorna skall omhändertas i en deponi på land är geotuber eller en mekanisk avvattning att föredra. För det fall massorna skall omhändertas för någon form av behandling, eller transporteras till en extern mottagare, är sannolikt mekanisk avvattning med silbandspressar utrustade med s.k. högtryckszon att föredra. Sådana bedöms ge det bästa avvattningsresultatet och följaktligen en mindre mängd massor som behöver tas om hand. Vilken metod som är mest lämplig får avgöras inom ramen för en detaljprojektering.

Det är idag oklart i vilken omfattning som rening av returvattnet behöver göras vid avvattning av sedimenten. Med hänsyn till att föroreningen är partikelbunden bedöms att hanteringen av vatten inte kommer att medföra några större svårigheter och att en lämplig vattenreningsanläggning kan utgöras av en anläggning för flockning och flotation/sedimentering.

### *7.4.2 Termisk behandling*

#### *Allmänt om tekniken*

Termisk behandling har i denna utredning tagits med eftersom sedimenten innehåller organiskt material, och deponering av organiskt avfall i princip är förbjuden. Medelvärden av det organiska innehållet i sedimenten, mätt som glödningsförlust, är 67 % för fibersediment och 18 % för övriga förorenade sediment. Detta innebär att sedimenten inte får deponeras med hänsyn till innehållet av organiskt material utan att en dispens från förbudet erhålls.

Under samlingsnamnet termisk behandling ryms ett flertal olika tekniker som utnyttjar upphettning av massorna för avdrivning av föroreningar. Metoderna är oftast anpassade för behandling av organiska

föroreningar som kan avdrivas i gasform genom upphettning och sedan förbrännas i en efterbrännkammare, alternativt direktförbränning i en förbränningsugn. Grundämnet kvicksilver kan inte destrueras på detta sätt. Däremot kan volymen farligt avfall minskas genom att de drivs av i en förbränningsprocess och avskiljs i en rökgasreningssrest, medan den större mängden material faller som slagg eller bottenaska. Rökgasresten kommer troligen att bedömas som farligt avfall medan slagg och bottenaska sannolikt behöver tas emot på en deponi för icke-farligt avfall, möjligen inert avfall, beroende på hur effektiv avdrivningen av metaller till rökgasresten varit. Bedömningen beror på lakningsegenskaperna och kan inte avgöras utan försök. Generellt gäller att ju mindre av metallföroreningar som finns i jorden desto bättre kvalitet får slaggen/bottenaskan.

Fasta förbränningsanläggningar finns inom landet, t.ex. SAKABs anläggning i Kumla och på närmare håll vid SavaTerra i Kemi i Finland. Även mobila anläggningar som kan ställas upp på plats finns att tillgå. Uppställning av sådana kräver dock särskilt tillstånd. Vid några avfallsanläggningar i landet finns redan tillstånd för uppställning av anläggningar för termisk behandling. Den närmaste platsen där en anläggning för termisk behandling kan ställas upp utan föregående tillståndsprövning (men efter anmälan till tillsynsmyndigheten) finns på relativt nära håll i Piteå.

Generellt sett är det lönsamt att avvattna sedimenten så långt som möjligt före förbränning, eftersom kostnaden vid förbränning är hög och räknas per ton inlevererad mängd.

Kostnaderna för förbränning varierar kraftigt beroende på de förorenade sedimentens karaktär och föroreningsinnehåll. Finkorniga muddermassor har generellt en hög vattenhalt även om de avvattnas med kvalificerade metoder, vilket är kostnadsdrivande. Kostnaden bedöms till i storleksordningen 2 000 kr/ton inklusive transport och deponering av förbränningsrest.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet för Notviken*

Förbränning av väl avvattnade fibersediment bedöms vara en väl fungerande metod för att koncentrera kvicksilverföroreningen i en mindre volym. Med hänsyn till att det organiska innehållet är stort bedöms det också innebära att den totala volymen avfall reduceras i betydande utsträckning. För övriga sediment bedöms metoden som mer tveksam eftersom den organiska andelen hos dessa är betydligt mindre. Avdrivning av kvicksilver skulle dock även i detta fall innebära att kvicksilverföroreningen koncentreras i en mindre volym och behandlingen är främst en ekonomisk fråga som får avgöras i en riskvärdering.

#### *7.4.3 Kemisk och biologisk behandling*

Biologisk behandling liksom kemiska behandlingstekniker typ kemisk oxidation som syftar till att bryta ned och destruera föroreningar är inte möjliga att tillämpa. Däremot är det teoretiskt möjligt att använda behandlingsmetoder som utnyttjar tillsats av kemiska ämnen för att destruera eller laka ut föroreningar ur de förorenade massorna, i syfte att de behandlade massorna inte ska behöva klassificeras som avfall, alternativt kunna tas om hand i en deponi av lägre klass.

Den vanligaste använda metoden är jordtvätt, som bygger på principen att föroreningar oftast är koncentrerade till finfraktionen i en jord, och att man genom att avskilja denna kan erhålla en "ren" grovfraktion och en mindre andel behandlingsrest bestående av den frångående finfraktionen. Tekniken är inte möjlig att tillämpa i Notviken eftersom sedimenten endast utgörs av en finfraktion. Det är däremot åtminstone teoretiskt möjligt att utnyttja lösningsmedel i tvättvätskan för att extrahera föroreningar ur sedimenten. Föroreningarna skulle då överföras till vattenfasen och sedan avskiljas ur denna i ett efterföljande reningssteg.

### *Bedömning av teknikens lämplighet för Notviken*

Inga referensprojekt har påträffats där kemisk behandling av förorenade sediment använts vilket gör det svårt att bedöma såväl genomförbarhet som kostnader. Preliminärt bedöms detta innebära att stora resurser skulle behöva läggas ned på utveckling av metoden för det fall den skulle användas i Notviken.

### *7.4.4 Stabilisering/solidifiering*

#### *Allmänt om tekniken*

Stabilisering och solidifiering kan ha flera syften:

- Att immobilisera föroreningar genom kemisk fixering (fastläggning i svårsläckbara föreningar)
- Att immobilisera föroreningar genom solidifiering (fysikalisk inneslutning i täta monoliter som begränsar genomströmningen av vatten)
- Att fysiskt stabilisera massorna för att öka hållfastheten vid deponering.

*Immobilisering* av föroreningar tillämpas främst för metaller och kan ske t ex genom fastläggning i stabila komplex mellan en metallkation och liganderna i en komplexbildare eller genom fastläggning som en metallsulfid. I Sverige finns en variant av den senare metoden kommersiellt tillgänglig, den s.k. MBS-behandlingen (Molecular Bonding System). Vid flera anläggningar för avfallsförbränning förekommer också fällning och fastläggning av metaller med sulfidbindemedel efter kondensering av rökgaserna, varefter metallerna i askan stabiliseras genom inblandning i rökgaskondensater (s k Bambergstabilisering). På samma sätt kan sannolikt sulfidbindemedel tillsättas muddrade massor för fastläggning av metallerna i dessa. Fastläggningen som sulfider kräver sannolikt att det stabiliserade sedimentet deponeras så att framtida syretillträde förhindras för att inte sulfidbindningarna på lång sikt ska oxideras av luftens syre.

Kostnaderna för en stabilisering med t.ex. MBS bedöms till i storleksordningen 500-1000 kr/ton, men bedöms inte påverka behovet av skyddsåtgärder vid deponeringen.

Med *solidifiering* avses en fysikalisk inneslutning av den förorenade jorden i en matris som görs så tät att utlakningen domineras av diffusion. Vattenmolekylnas rörelse är vid diffusion väsentligt mindre än föroreningarnas joner och molekyler och transporten styrs därför av koncentrationsgradienten hos respektive ämne. I mera genomsläppliga material styrs föroreningstransporten av konvektion, d.v.s. vattnets rörelse (till följd av en hydraulisk gradient). Målet med solidifieringen är normalt att ge massorna en sådan karaktär att risken för utsläpp till både luft och vatten begränsas i en omfattning som innebär att slutprodukten kan betraktas som icke-farligt avfall. Solidifiering har använts i stor omfattning i USA där olika material nyttjats, t.ex. asfalt, cement och polyeten. Vanligast är att använda någon form av hydrauliskt bindemedel, t.ex. cement, vilket härdar och omvandlar jordens kornstruktur till en hård kropp.

Monofill är ett cementbaserat bindemedel som utvecklats i Sverige av Cementa för solidifiering av farligt avfall. Metoden används bl.a. för att solidifiera rökgasreningsskor från sopförbränning, vilka innehåller höga halter av tungmetaller. Inblandningen av Monofill innebär oftast också en stabiliserings-effekt (kemisk fixering). Basen i Monofill utgörs av cement som modifierats genom tillsatser av särskilda additiv. Efter solidifieringen (gjutningen) fås en tät matris med begränsad hydraulisk konduktivitet (vattengenomtränglighet). Tätheten minskar genomströmningen av vatten med flera tiopotenser och utlakningen av föroreningar begränsas därför. För solidifiering av förorenad jord fordras normalt

en bindemedelstillsats på ca 30 % för att nå tillräcklig effekt. Lämplig inblandning måste dock undersökas i varje enskilt fall liksom utlakningen (sker i diffusionstest).

Stabilisering med Monofill ger i jämförelse med en ”vanlig” cementstabilisering högre täthet men också lägre hållfasthet och lägre E-modul vilket innebär att materialet är något mindre sprött och följaktligen kan tåla viss deformation innan materialet spricker.

Riskerna med solidifiering är främst förknippade med långtidsbeständigheten, d.v.s. att den gjutna massan bibehåller sin täthet på lång sikt och inte vittrar sönder. Det är därför av stor vikt att kända och prövade produkter används vid solidifieringen. Försök som gjorts med solidifierad rökgasrening (rest från rening av rökgaser) från förbränningsanläggningar och som deponerats i en deponi på Sofielunds avfallsanläggning i Huddinge under ca 15 år indikerar goda förhållanden när det gäller den totala utlakningen och beständigheten.

Någon volymökning fås normalt inte vid solidifieringen beroende på att jordpartiklarna packas ihop till en tät struktur vid blandningen. Densiteten ökar däremot, vid stor mängd finmaterial är ökningen betydande. Vid solidifiering av finkorniga sediment som det är fråga om i Notviken kommer sannolikt en volymökning att fås.

Kostnaden för solidifiering med Monofill är i storleksordningen 600 kr/ton, beroende på åtgången av bindemedel (Monofill kostar ca 900 kr/ton). Solidifieringen ger oftast också en hållfasthetstillväxt som förbättrar de tekniska egenskaperna och underlättar såväl deponering som nyttiggörande av de muddrade sedimenten i fyllningar.

*Fysisk stabilisering* som ökar hållfastheten kan krävas främst vid ett eventuellt nyttiggörande av de muddrade sedimenten i fyllningar, t.ex. vid en fortsatt utbyggnad av hamnen i Karlshäll. Hur hög hållfasthet som krävs avgörs av vilka belastningsförutsättningar som gäller och avgör hur mycket stabiliseringsmedel som behöver blandas in. Även vid deponering kan stabilisering bli nödvändig beroende på vilken metod för avvattning som används och hur effektiv avvattningen är. Baserat på andra genomförda stabiliseringar bedöms kostnaden för enbart fysikalisk stabilisering inför nyttiggörande som fyllning till mellan 50 kr/m<sup>3</sup> avvattnat sediment (låga krav på hållfasthet) och 200 kr/m<sup>3</sup> avvattnat sediment (höga krav på hållfasthet).

#### *Bedömning av teknikernas lämplighet för Notviken*

Eftersom undersökningarna visar att avgången av kvicksilver i löst fas är liten bedöms det inte som meningsfullt att utnyttja metoder vare sig för kemisk fixering eller solidifiering av muddermassorna. Vid termisk behandling (förbränning) bedöms det däremot som lämpligt att utnyttja sulfidbindemedel för att fastlägga kvicksilver i rökgaskondensatet. Detta är ett normalt steg i rökgasreningen och kostnaden för detta ingår i förbränningskostnaden.

Utförda hållfasthetsbestämningar visar att skjuvhållfastheten hos sedimenten är låg vilket innebär att en fysikalisk stabilisering eller annan metod för grundförstärkning måste användas vid ett eventuellt nyttiggörande av sedimenten. För nyttiggörande i en fyllning med måttliga krav på hållfasthet bedöms kostnaden för stabilisering till ca 100 kr/m<sup>3</sup>.

## 7.5 Slutligt omhändertagande av sediment

### 7.5.1 Allmänt

Oavsett behandling måste de förorenade sedimenten eller behandlingsresten slutligt omhändertas i en deponi. Vid ett lokalt omhändertagande kan detta ske i en traditionell deponi på land eller i en invallad fyllning under vatten.

### 7.5.2 Traditionell deponering

Med deponering avses här en placering av muddrade förorenade sediment och de uppgrävda förorenade massor på en plats med sådana skyddsåtgärder att placeringen uppfyller de krav som ställs i Förordningen (2001:512) om deponering av avfall. Deponering kan ske på en avfallsanläggning med tillstånd att ta emot och deponera de förorenade massorna, eller kan en ny deponi ("monodeponi") anläggas.

För deponering av förorenade sediment från Notviken finns främst följande alternativ:

- Luleå kommuns avfallsanläggning Sunderbyn,
- Piteå kommuns avfallsanläggning Bredviksberget,
- Befintliga anläggningar på längre avstånd,
- Lokal, nyanlagd deponi.

*Sunderbyns avfallsanläggning* (Luleå kommun) är den närmaste befintliga deponin. Deponin är dessutom lokaliserad så att det skulle vara möjligt att vid sugmuddring pumpa muddermassorna i slutledningen hela vägen fram till avfallsanläggningen, och förlägga även avvattningen hit. Tillståndet för deponering vid Sunderbyn upphör dock vid utgången av 2011. Bortsett från deponeringen kommer verksamheten vid avfallsanläggningen dock att fortsätta. Vid ett senare genomförande av muddringsentreprenaden med utnyttjande av avfallsanläggningen behöver således ett nytt tillstånd för deponering, begränsat till muddermassorna, sökas.

*Bredviksbergets avfallsanläggning* (Piteå kommun) är ett befintligt alternativ, på längre avstånd från Notviken. I anläggningens tillstånd för deponering av icke-farligt avfall inryms även förorenade massor. Dock kan det även för Bredviksberget komma att krävas ett särskilt tillstånd. Detta eftersom muddermassorna delvis utgör organiskt avfall och att mängden avfall, tillsammans med det avfall som i övrigt tas emot vid anläggningen kan komma att överskrida den tillståndsgivna mängden.

*Befintliga anläggningar på längre avstånd* finns i till exempel Robertsfors (Ragn-Sells) och Norrköping (RGS90) är exempel på befintliga anläggningar, på förhållandevis långt avstånd, som får ta emot förorenade massor. Transporterna till dessa anläggningar blir dock långa. Med hänsyn till avstånden och samhällets intresse av energieffektiva transporter kan ett intressant alternativ därför vara transport med båt eller pråm till externa mottagare med möjlighet att ta emot sådana, t.ex. RGS 90 i Norrköping.

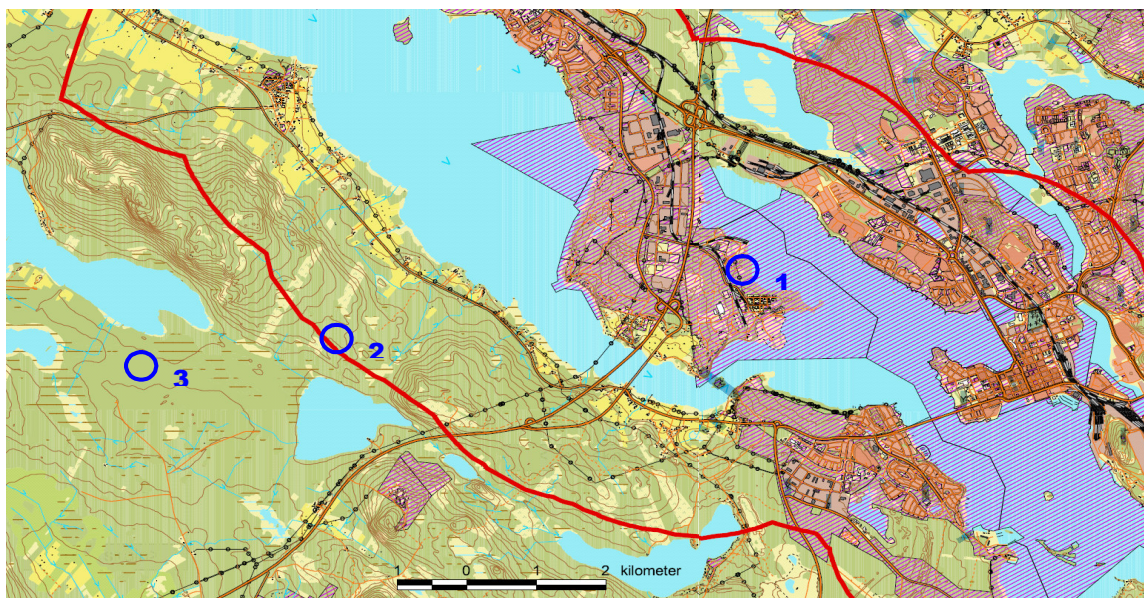
*En nyanlagd lokal deponi* kan anläggas i Karshäll eller på annan närbelägen plats. Vid nyanläggning av en deponi är anpassning till förordningens krav nödvändig. Vid anläggning av en "egen" deponi för förorenade massor av ett speciellt slag, som det i detta fall är fråga om, är det möjligt att vissa avsteg från krav i förordningen kan medges, t.ex. lättnader i kraven på barriärer under deponin. Några tidigare fall har visat detta för liknande deponier. Argumenten för sådana avsteg har bland annat varit lämplig lokalisering med hänsyn till andra faktorer (främst att behovet av grundvattenskydd kunnat bortses

från), kort drifttid och snabb sluttäckning, vilket medför kort exponeringstid och liten lakvattenproduktion. Bland nackdelarna med att välja egen deponi är tillståndsprocessen och det långsiktiga åtagande som ligger i bl.a. egenkontroll i efterbehandlingsfasen (för närvarande minst 30 år efter avslutning).

Urgrävning/muddring och deponering på en extern deponi godkänd för farligt avfall är det vanligaste alternativet vid saneringar och efterbehandlingar i Sverige. För muddringar med större omfattning är det dock vanligare med ”egna” monodeponier.

Muddringar i Notviken kommer att generera stora volymer förorenade muddermassor som måste tas om hand. Detta innebär att deponering vid någon av de anläggningar som idag har tillstånd för att ta emot denna typ av massor skulle generera ett stort transportarbete. Till detta kommer komplikationen med det delvis höga organiska innehållet, vilket innebär att ingen av dessa anläggningar har tillstånd att deponera massorna utan föregående förbränning. En ansökan om dispens kommer sannolikt att innebära att massorna måste deponeras i en monocell.

Med de stora volymer avfall som det är frågan om här blir det därmed intressant att anlägga en lokal deponi avsedd endast för muddermassorna. I en översiktlig utredning av möjliga lokaliseringar har tre platser identifierats som sannolikt lämpliga med hänsyn till faktorer som hydrogeologiska förutsättningar för kontroll av lakvattenspridning, konflikter med andra intressen, transportavstånd, störningar m.m. Platsernas lägen framgår av Figur 9. Någon mer ingående lokaliseringsutredning har inte genomförts utan platserna ska tills vidare endast betraktas som exempel på platser där muddermassor sannolikt skulle kunna tas om hand. En mer omfattande lokaliseringsutredning måste genomföras i samband med projektering av åtgärderna, där även fältundersökningar av platsernas lämplighet genomförs.



Figur 9 Exempel på lokaliseringar för en nyanlagd deponi med muddermassor från Notviken.

De platser som preliminärt bedöms mest lämpliga för omhändertagande av muddermassorna är dels den f.d. barkdeponin vid Karlshäll, där muddermassorna kan deponeras på en befintlig deponi med bark som redan är förorenad med kvicksilver från verksamheten, dels kommunens avfallsanläggning vid Sunderbyn, där samordning kan ske med tillsyn och övervakning av anläggningen i övrigt. Depo-nering av muddermassorna vid avfallsanläggningen inryms inte i det befintliga tillståndet utan ett nytt



tillstånd för en monodeponi behöver sökas oavsett lokalisering. Till båda dessa platser kan sugmuddrade sediment enkelt pumpas varför avvattnings och vattenrening kan förläggas till deponiplatsen. Deponering på andra platser bedöms preliminärt som mindre gynnsam, främst med hänsyn till att jungfrulig mark måste tas i anspråk.

Som framgått tidigare kan sedimenten tas emot på en deponi för icke-farligt avfall under förutsättning att en dispens från förbudet att deponera organiskt avfall kan erhållas. Följande krav ställs på en sådan deponi enligt förordningen (2001:512) om deponering av avfall:

- Lokalisering till ett område där de hydrogeologiska förhållandena är sådana att strömningstiden för lakvatten till närmsta recipient är minst 50 år (naturlig geologisk barriär), alternativt anläggs en konstgjord geologisk barriär som är minst 0,5 m tjock. Den konstgjorda barriären ska ha en skyddseffekt som motsvarar ett skikt med mäktigheten 1 m och en hydraulisk konduktivitet som är lägre än  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s. Denna ska kompletteras med en sidobarriär med god fastläggningskapacitet som allt ytligt avrinnande lakvatten måste passera. Denna sidobarriär skall träda i funktion när den aktiva uppsamlingen och behandlingen av lakvatten avslutas.
- Etablering av en artificiell botten tätning som begränsar läckaget till maximalt  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$ .
- Etablering av en botten dränering som är minst 0,5 m mäktigt och ett system för uppsamling av lakvatten.
- Etablering av en sluttäckning som begränsar lakvattenbildningen till maximalt  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$  även på lång sikt.

För alternativet Karlshäll bedöms strömningstiden för lakvatten till den närmaste recipienten (Notviken) inte vara så lång som 50 år utan en konstgjord geologisk barriär kommer att behöva anläggas. Däremot är strömningstiden enligt uppgifter från kommunen tillräcklig vid lokalisering i Sunderbyn. Det är möjligt att de övriga två platserna uppfyller kraven på strömningstid, beroende på jordlagrens mäktighet och typ. Detta har dock inte undersökts.

Med hänsyn till sedimentens låga skjuvhållfasthet kan en deponi inte byggas med särskilt branta släntlutningar. Med en tillräckligt effektiv avvattnings, alternativt med en viss fysikalisk stabilisering, kan släntlutningen i den färdiga deponin antas till ca 1:10 vilket innebär att deponin inte blir särskilt yt-effektiv utan kommer att ta en förhållandevis stor yta i anspråk.

Utsläppen från en deponi bestäms av föroreningshalterna i lakvattnet och mängden lakvatten som bildas. I en deponi som är lokaliserad och byggd enligt förordningens krav bestäms lakvattenbildningen av infiltrationen av nederbörd. Efter sluttäckning regleras denna normalt av tätskiktets täthet, men kan även begränsas av en låg hydraulisk konduktivitet hos de deponerade, finkorniga sedimenten. För en deponi för icke-farligt avfall skall lakvattenbildningen (nederbördsinfiltrationen) begränsas till högst  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$ . De utförda undersökningarna av avvattnade sediment indikerar att sedimentens låga hydrauliska konduktivitet kommer att begränsa lakvattenbildningen till denna nivå, under förutsättning att överliggande skikt är väl dränerande så att inga vattentryck byggs upp. Oavsett detta bedöms det som lämpligt att installera separata tätskikt för att avskilja de förorenade massorna. Med hänsyn till avfallens karaktär bedöms det inte som möjligt att tillverka tätskikt genom utläggning och packning av täta jordar utan prefabricerad tätskikt typ syntetiska geomembran eller lergeomembran måste användas.

Med hänsyn till önskemålet att begränsa lakvattenbildningen bedöms det som gynnsammast att anlägga deponin med tätning av ett syntetiskt geomembran lagt direkt på de avvattnade sedimenten. Kombinationen av det syntetiska tätskiktet och sedimentens låga hydrauliska konduktivitet medför en beräkningsmässig lakvattenbildning som är betydligt lägre än  $1 \text{ l/m}^2/\text{år}$ , även om kvaliteten i utförandet

inte blir den bästa. Livslängden hos syntetiska geomembran kan visserligen ifrågasättas. Främst rör farhågorna åldringseffekter som kan medföra att materialet blir sprödare och spricker. Den låga lakvat-  
tenbildningen medför ändå att omfattande skador kan accepteras utan att funktionskravet  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$   
äventyras. Alternativet är ett lergeomembran vars bentonitkomponent kan förutsättas vara beständig  
över tid, förutsatt att det omges av finkorniga skyddslager som kvarhåller bentonitleran även när geo-  
textilernas funktion upphör. Lakvattenbildningen blir beräkningsmässigt högre med denna typ av tät-  
skikt, men klarar med god marginal kraven på en deponi för icke-farligt avfall.

Kostnaden för att anlägga och sluttäcka en sådan deponi är i storleksordningen  $1\,000 - 1\,200 \text{ kr/m}^2$ ,  
motsvarande ca  $500 \text{ kr/m}^3$  deponerade sediment, exklusive transport och inläggning av avfall. Den  
höga kostnaden per volymenhet är en konsekvens av att sedimentens hållfasthet är låg och deponin  
därmed måste byggas med flacka släntlutningar. Stabilisering av avvattnade sediment för att öka håll-  
fastheten och medge att deponin byggs med brantare släntlutningar kan därmed visa sig vara fördelaktig  
till såväl med hänsyn till deponins funktion som med hänsyn till kostnadsbildningen.

För att möjliggöra kvantifiering av kvicksilverutsläpp från en deponi har prover av fibersediment och  
förorenade sediment utan fiber pressats på porvatten som sedan analyserats. Därefter har sedimenten  
torkats och lakats, för att undersöka om en oxidering av sedimenten skulle öka utlakningen. Kviksilver-  
verhalten i porvatten från fibersedimenten var  $62 \text{ ng/l}$  och i lakvatten efter torkning  $14 \text{ ng/l}$  medan  
motsvarande värden för metylkvicksilver var  $45 \text{ ng/l}$  respektive  $2 \text{ ng/l}$ . Försöken indikerar att oxide-  
ring inte kommer att öka utan snarare minska utlakningen av kvicksilver. Anmärkningsvärd är den  
höga metyleringsgraden som sannolikt orsakats av att försöken utförts i rumstemperatur under förhål-  
landen som knappast är representativa för förhållandena vare sig i sediment under vatten eller i en de-  
poni. För sediment utan fiber var halterna av kvicksilver och metylkvicksilver betydligt lägre.

Om man t.ex. antar en muddringsvolym kring  $150\,000 \text{ m}^3$  (motsvarar ungefär volymen av sediment  
med kvicksilverhalter över  $1 \text{ mg/kg TS}$ ) skulle den erforderliga ytan av en deponi med släntlutningen  
 $1:10$  bli ca  $65\,000 \text{ m}^2$ . Om lakvattenbildningen antas till  $10 \text{ l/m}^2/\text{år}$ , motsvarande effekten av ett lerge-  
omembran eller ett syntetiskt geomembran med omfattande skador, kan det årliga utsläppet av kvick-  
silver beräknas till maximalt ca  $0,04 \text{ g/år}$ . Detta utsläpp förutsätter att fibersediment fördelas över hela  
deponins yta. Detta är inte sannolikt eftersom fibersedimenten inte utgör mer än mellan  $50\,000$  och  
 $70\,000 \text{ m}^3$  av den totala förorenade volymen.

### 7.5.3 Invallad deponi

En annan typ av slutförvaring är deponering av de förorenade sedimenten genom fyllning i en invallad  
del av området bakom "täta" vallar. Därvid bör man tillse att muddermassorna i sin helhet hamnar un-  
der (grund)vattenytan och att resterande del av fyllningen upp till avsedd markyta utförs med annat  
material. Därigenom förhindras infiltration av nederbörd i fyllningen och vattenomsättningen kommer  
enbart att styras av grundvattenflödet genom fyllningen. Givet att partiklar inte kan erodera ur fyll-  
ningen (vilket kan undvikas relativt enkelt) styrs utsläppen av en förorening från en sådan fyllning av  
ekvationen:

$$u = c \cdot k \cdot i \cdot A, \text{ där}$$

$u$  = utsläpp av respektive förorening,

$c$  = koncentration i löst form av respektive förorening i fyllningens porvatten

$k$  = hydrauliska konduktiviteten ("tätheten mot vattengenomträngning") i materialet mellan fyllning-  
en och havsvattnet, alternativt fyllningens hydrauliska konduktivitet

$i$  = hydrauliska gradienten mätt mellan havsytan utanför och grundvattenytan i utfyllnaden,

$A$  = tvärsnittytan vinkelrätt gradientens riktning

Utöver ovanstående utsläpp, som baseras på vattenmolekylernas rörelse (konvektiv strömning till följd av tryckgradienten), finns även diffusion som är styrd av koncentrationsgradienten (skillnaden i koncentration av respektive förorening i porvattnet och havsvattnet). Diffusionen är dock vid en vallkonstruktion normalt underordnad konvektionen, varför diffusionen inte tas med i denna fas av utredningen.

Den drivande kraften för utsläpp från fyllningen är således den hydrauliska gradienten ( $i$ ), dvs tryckskillnaden mellan havsytan och grundvattenytan i fyllningen. Återhållande kraft är tätheten ( $k$ ) hos fyllningen och vallen. Själva källtermen i fyllningen ( $c$ ) utgörs av den mobila delen av respektive förorening, i detta fall koncentrationen av respektive förorening i löst form.

Den hydrauliska gradienten kommer långsiktigt att styras av havsytan och omgivande marknivåer eller avrinningsmöjligheter uppströms fyllningen. Utförda försök visar att den hydrauliska konduktiviteten hos sedimenten efter konsolidering kommer att underskrida  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s, dvs. en täthet som motsvarar en normal svensk lera. Därigenom blir tätningen i vallen av underordnad betydelse (utom som partikelfilter) eftersom fyllningens utsträckning är så mycket längre. Den hydrauliska gradienten kommer att utbildas över hela fyllningens bredd vilket innebär att gradienten blir liten eftersom tryckskillnaden begränsas av höjdskillnaden mellan havsytan och markytans nivå innanför fyllningen.

För att beräkna kvicksilverutsläppet från en fyllning som ligger under (grund)vattenytan krävs också kännedom om fyllningens geometri. Om man antar att denna är 4 m mäktig inryms  $150\,000\text{ m}^3$  inom en yta av  $200 \times 200\text{ m}^2$ . Den gradient som kan utbildas över en sträcka av 200 m bedöms inte kunna överstiga 0,01 (motsvarar en grundvattenyta på insidan av fyllningen som är 2 m högre än utanförliggande vattenyta). Den yta som exponeras för genomströmning av grundvatten blir ca  $800\text{ m}^2$ . Utsläppen av kvicksilver kan med dessa antagande beräknas till 15 ng/år, dvs betydligt lägre än för en traditionell deponi.

## 7.6 Sammanfattande bedömning av åtgärdsmetoder för Notvikens sediment

Av genomgången av åtgärdsmetoder framgår att såväl jordtäckning som muddring av de förorenade sedimenten är möjliga efterbehandlingsmetoder medan geltäckning och täckningar enbart med geosynteter bedöms som mindre lämpliga. Såväl täckning som muddring bedöms kunna uppfylla åtgärdsmålen på samtliga åtgärdsnivåer. Den främsta skillnaden mellan metoderna vad avser deras funktionssätt är att vid täckning isoleras föroreningen på plats medan den vid muddring isoleras på annan plats. En ytterligare skillnad, som dock inte bedöms ha avgörande betydelse, är att vid täckning kommer den nya sjöbotten inom det täckta området sannolikt att ha lägre kvicksilverhalter i ytan än vid muddring. Detta eftersom muddringens omfattning begränsas av mätbara åtgärds mål eller åtgärdskrav medan täckningsmaterial som förs in från annan plats kan förutsättas vara helt opåverkat av kvicksilver. En viss återkontaminering av de täckta ytorna kan dock förväntas pga. internspridning från de ytor med lägre föroreningshalter (än åtgärdskravet) som inte omfattas av täckningsåtgärderna.

De särskilda svårigheter och hinder som identifierats i Notviken är delvis gemensamma för båda åtgärdsmetoderna:

1. Fibersedimentens lösa karaktär.
2. Riklig förekomst av sjunktimmer och liknande hinder i området med fibersediment.

För täckning innebär sedimentens lösa karaktär och förekomsten av hinder att utläggning av täckningsmassor avsevärt försvåras. För att en täckning skall lyckas bedöms att en stor del av de hinder som finns på botten måste tas bort och att en armering med hopsydd vävda geotextiler med hög hållfasthet måste läggas ut och förankras innan täckningen kan läggas ut. En lämplig täckningsmäktighet över armeringen kan vara sammanlagt 0,5 m. Täckningen måste sannolikt föras på lagervis i minst två

lager för att inte skjuvbrott och förskjutningar av sedimenten ska inträffa. Med hänsyn till strömnings-hastigheterna i viken bedöms det som lämpligt att dela täckningen i ett undre lager om 0,2 m bestående av t.ex. krossmaterial i fraktionen 0-8 mm och ett övre lager om 0,3 m i fraktionen 0-32 mm som erosionskydd. Det ska observeras att ett ytterligare erosionskydd i framtiden kan behöva läggas ut på delar av täckningen för det fall landhöjningen kommer att innebära en mer omfattande erosion av stränderna i området.

Förfarandet innebär att täckningsåtgärder kommer att bli relativt kostsamma. I tidigare genomförda projekt har kostnaderna varierat mellan 100 kr/m<sup>2</sup> och 1400 kr/m<sup>2</sup> (erfarenheter från flera internationella projekt redovisade av Naturvårdsverket, 2003). Med utgångspunkt från de redovisade erfarenheterna och de arbetsmetoder som använts i de respektive fallen bedöms kostnaden för täckning av Notvikens sediment till i storleksordningen 700 kr/m<sup>2</sup> inklusive armerande geotextil.

För muddring innebär den lösa karaktären hos fibersedimenten att utrustningar särskilt anpassade för att begränsa grumling och spridning av partiklar måste användas. I praktiken innebär detta att muddring måste utföras med sugmudderverk utrustade med inkapslad skruv eller liknande munstycke, alternativt som frysmuddring. Liksom i fallet med täckning måste hinder avlägsnas särskilt om sugmuddring utförs medan de kan lyftas i samband med muddringen om frysmuddring tillämpas.

För borttagning av hinder behöver området med fibersediment avskärmas med skyddsskärmar av geotextil för att uppgrumlade partiklar inte ska spridas utanför det område som ska åtgärdas. Skärmarna hängs i flottörer och förankras i botten så att en fullständig avskärmning erhålls. Dessa skärmar kommer även att fylla en funktion för det fall täckning av sedimenten väljs. Erfarenheterna från andra projekt visar att grumlingen av finmaterial från täckmassorna kan bli avsevärd i samband med utläggning. Skärmarna kan även bibehållas som ett extra skydd mot spridning av partiklar vid muddring, även om tidigare erfarenheter visar att detta knappast behövs under förutsättning att rätt muddringsteknik tillämpas (dock behövs alltid skärmar i samband med eventuell grävuddring).

Den efterföljande behandlingen av muddrade sediment bedöms kunna begränsas till avvattnings och deponering i en separat cell i en deponi för icke-farligt avfall. För fibersedimenten som har en hög organisk halt och relativt höga kvicksilverhalter kan även en efterföljande förbränning bli aktuell. Det är dock tveksamt om detta är motiverat ur miljösynpunkt eftersom kvicksilvret är hårt bundet i sedimenten och såväl rökgasreningskondensat som bottenaska från förbränningsprocessen sannolikt kommer att behöva omhändertas i en deponi. Alternativet måste dock beaktas eftersom deponering av organiskt material i utgångsläget är förbjudet. Den aspekt som kan motivera en behandling av muddermassorna framför enbart deponering är de framtida fördelar som kan uppnås genom att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre utrymmebehov för deponering. Kviksilveravfallet som kvarstår efter behandling kommer sannolikt att deponeras i en större deponi med annat liknande farligt avfall. Behovet av framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska.

## 8 Förslag till ambitionsnivåer och mål för åtgärder

Med hänsyn till resultatet av riskbedömningen kan åtgärder med olika långtgående ambitionsnivåer och åtgärds mål väljas, vilka i olika utsträckning tillgodoser behovet av en riskreduktion. Som underlag för en riskvärdering har fem olika ambitionsnivåer för efterbehandling av Notvikens sediment studerats. Dessa ambitionsnivåer med tillhörande åtgärds mål framgår av Tabell 1.

Syftet med denna uppdelning i åtgärdsnivåer är att möjliggöra en värdering där nyttan av olika åtgärder kan vägas mot kostnaderna för dessa och även andra konsekvenser. Som framgår av tabellen ökar

nyttan med åtgärderna med ökande omfattning, liksom kostnaderna kan förväntas öka då omfattningen ökar.

Tabell 1 Sammanställning av ambitionsnivåer och åtgärds mål för dessa

Ambitionsnivå	Åtgärds mål	Konsekvenser och mätbara åtgärds- mål
0. Inga åtgärder	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår.	
1. Övervakning i kombination med administrativa restriktioner för områdets nyttjande	Spridningen av föroreningar skall inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp i området.	Spridningen kvarstår på samma nivå som idag, liksom effekterna på ekosystemen och osäkerheten om den framtida utvecklingen, som dock följs upp.
2. Åtgärder som omfattar den primära källan (fibersediment).	Spridningen av föroreningar skall minska.	Fibersediment med högre kvicksilverhalter än 5 mg/kg avlägsnas. Ca 75 kg kvicksilver tas omhand.
3. Åtgärder som omfattar även den sekundära källan	Spridningen av föroreningar och halter i biota ska minskas.	Sediment med kvicksilverhalter över 1 mg/kg avlägsnas. Ca 110 kg kvicksilver tas omhand.
4. Åtgärder för att återställa sedimentmiljön i hela viken	Spridning och konstaterade effekter i Notviken skall elimineras.	Halterna av kvicksilver i sediment i Notviken skall begränsas till maximalt 0,3 mg/kg. Ca 170 kg kvicksilver tas om hand

*Nollalternativet* innebär att inga åtgärder vidtas utan dagens situation kvarstår oförändrad. I detta alternativ vidtas heller inga andra administrativa åtgärder än de allmänna regler för vattenverksamhet som redan gäller enligt miljöbalken och som innebär att åtgärder som innebär arbeten i vatten (exempelvis muddring och byggande i vatten) måste tillståndsprövas.

*Nivå 1* innebär att administrativa styrmedel används för att begränsa risken för att spridningen av föroreningar skall öka i framtiden på grund av olika ingrepp eller aktiviteter som påverkar de förorenade sedimenten, exempelvis trafik med större båtar i de grunda inre delarna av viken. På detta säkerställs också att föroreningarna kommer att beaktas vid en framtida exploatering av vatten och intilliggande mark.

*Nivå 2* omfattar åtgärder mot fibersediment som har en föroreningshalt som överstiger 5 mg/kg TS. Dessa sediment är begränsade till ett område som bedöms utgöra den primära källan för spridning av kvicksilver. Åtgärden bedöms medföra att spridningen av föroreningen minskar och att restriktioner för användning av området ska kunna undvikas. Åtgärden bedöms dock få marginell effekt på upptaget av kvicksilver i biota.

*Nivå 3* omfattar även sekundärt förorenade områden med kvicksilverhalter större än 1 mg/kg TS. Detta bedöms medföra en ytterligare spridningsminskning i förhållande till åtgärdsnivå 2, men också en viss minskning av upptaget i biota. Denna minskning är dock inte möjlig att kvantifiera och det bör understrykas att inte heller detta alternativ kommer att innebära att sedimentmiljön i viken återställs till ett naturligt tillstånd. På lång sikt kan alternativet komma att medföra en återhämtning genom översedimentering av ej förorenat material.

Nivå 4 innebär att i princip alla förorenade sediment (kvicksilverhalter som överstiger 0,3 mg/kg TS) ska tas bort. Detta innebär att sedimentmiljön i hela viken bedöms kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd på relativt kort sikt.

Ambitionsnivåerna 2-4 innebär att reella (fysiska) åtgärder vidtas inom det förorenade sedimentområdet. För detta finns olika tänkbara åtgärdsmetoder. Nedan följer först en genomgång av möjliga metoder och därefter en slutlig bedömning av konsekvenserna vid tillämpning av olika metoder för de studerade ambitionsnivåerna.

## 9 Omfattning och effekter av åtgärder för respektive åtgärds mål

### 9.1 Administrativa styrmedel

Om inga fysiska åtgärder vidtas kan administrativa styrmedel vara ett sätt att säkerställa att kunskapen om de förorenade sedimenten vidmakthålls och att inga ingrepp vidtas i vattenområdet som kan förvärra situationen. Det område som främst är aktuellt att omfattas av sådana restriktioner är området med fibersediment. Fibersedimenten bedöms vara den primära källan för den fortsatta spridningen av kvicksilver och utgör också det mest förorenade området. Fibersedimenten innehåller trots den begränsade volymen ca hälften av allt kvicksilver i Notviken och ingrepp här kan få stora konsekvenser för spridningen.

De restriktioner som främst kan bli aktuella är reglering av exploateringar av vattenområdet och eventuellt också båttrafik.

Det styrmedel som är starkast är att länsstyrelsen förklarar området som ett *miljöriskområde* enligt 10 kapitlet i Miljöbalken och kopplat till detta utfärdar restriktioner som reglerar vilken verksamhet som får bedrivas inom området och hur detta får utnyttjas. Detta ger området ett starkt skydd mot ingrepp som kan förvärra situationen. Det bedöms dock som mindre troligt att detta styrmedel kan utnyttjas förutsatt dagens praxis; ännu har inget område i Sverige ansetts vara tillräckligt förorenat för att utgöra ett miljöriskområde. Därtill kommer att omfattande utredningar krävs av länsstyrelsen innan ett sådant beslut kan fattas. Mot bakgrund av detta och att riskerna med kvicksilver i Notviken idag ändå måste betecknas som begränsade kan det knappast motivera att området klassas som miljöriskområde.

En annan möjlighet är att användningen av området regleras i *kommunens detaljplan*. Det skydd som detta ger är inte lika starkt eftersom en detaljplan relativt lätt kan ändras i framtiden. En anteckning i detaljplanen innebär ändå att kunskapen dokumenteras för framtiden och säkerställer att förekomsten av kvicksilver kommer att vara känd och kan beaktas vid framtida planändringar och exploateringar. Detta kan kompletteras med en anteckning i fastighetsregistret som säkerställer att området inte kan säljas utan att kvicksilverförekomsten blir känd för köparen.

### 9.2 Nivå 2 - Åtgärder omfattande fibersediment

Denna åtgärd omfattar en yta som är ca 105 000 m<sup>2</sup> stor med upp till 2 m mäktiga fibersediment med en sammanlagd volym om ca 65 000 m<sup>3</sup> och en kvicksilvermängd om ca 75 kg, se Bilaga 2. Genom att åtgärda detta område bedöms den fortsatta spridningen av kvicksilver kunna begränsas avsevärt, dels eftersom närmare hälften av det kvicksilver som finns i Notviken omfattas, dels eftersom dessa sediment återfinns på relativt grunda bottnar där resuspensionen är stor. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna en kvantifiering av vilken spridningsminskning som kan förväntas. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 5 mg/kg TS.
- Ca 75 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Även om spridningen minskas är det osäkert om det upptag av kvicksilver som konstaterats i biota (snäckor och fisk) kommer att minska. Detta beror på att område med fibersediment idag är i stort sett sterilt och upptaget förmodas ske i första hand inom de övriga förorenade bottenarna. Åtgärden kommer dock att medge att även detta område på sikt kan koloniserats av sedimentlevande organismer.

Genom att åtgärden omfattar de grundaste delarna av det område där föroreningar återfinns undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida utvecklingen kopplad till landhöjningen. Osäkerheterna kring utvecklingen av metyleringen kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökad biomassproduktion kvarstår. De kvarlämnade halterna är i en storleksordning som sannolikt skulle medföra ett ökat upptag i biota om omgivningsförhållandena skulle förändras så att de kommer att motsvara dagens förhållanden i södra Sverige.

En nackdel med att åtgärda endast en begränsad del av källområdet är att det åtgärdade området på lång sikt i viss utsträckning kan komma att återkontamineras genom spridning det närmast utanförliggande området, där sediment med kvicksilverhalter upp till 5 mg/kg TS kommer att återfinnas. Återkontamineringen kommer dock inte att äventyra det mätbara åtgärdsområdet eftersom inga sediment med högre halter kvarlämnas i ytliga sediment. En eventuell återkontaminering bedöms heller inte medföra några andra konsekvenser än de som idag föreligger i området utanför fibersedimenten.

Inom ett begränsat område utanför området med fibersediment återfinns sediment med kvicksilverhalter mellan 5 och 10 mg/kg TS under ytsedimenten (djupintervallet 15-30 cm i sedimenten). Eftersom dessa överlagras av sediment med lägre halter (i intervallet 1-5 mg/kg TS) omfattas dessa inte av åtgärder i detta alternativ. Risken för resuspension av de överlagrade sedimenten bedöms som liten.

### **9.3 Nivå 3 - Åtgärder omfattande området med höga kvicksilverhalter (>1 mg/kg TS)**

Denna åtgärd omfattar en yta om ca 275 000 m<sup>2</sup> med en förorenad sedimentvolym om ca 152 000 m<sup>3</sup> med en total kvicksilvermängd om ca 110 kg, se Bilaga 2. Genom att åtgärda detta område bedöms den fortsatta spridningen av kvicksilver kunna begränsas ytterligare något i förhållande till nivå 2, men även upptaget av biota bedöms komma att minska i ett medellångt perspektiv. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna en kvantifiering vare sig av vilken spridningsminskning eller vilken minskning av upptaget i biota som kan förväntas. Mätbara åtgärdsområden kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 1 mg/kg TS.
- Ca 110 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Genom att åtgärden liksom nivå 2 omfattar de grundaste delarna av de områden där föroreningar återfinns undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida exponeringen kopplad till landhöjningen. Osäkerheterna kring utvecklingen av metyleringen kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökad biomassproduktion kvarstår i viss utsträckning. I södra Sverige har t.ex. Örserrumsviken i Västerviks kommun sanerats med denna haltgräns för sediment. Saneringen avslutades 2003 och vid uppföljningar 2007 hade halten av kvicksilver i ettårig abborre sjunkit från en nivå över livsmedelsverkets kostrekommendationer ned till halter motsvarande de som återfinns i Notviken i dag (Andersson och Nilsson, 2008).

#### 9.4 Nivå 4 - Åtgärder omfattande hela det förorenade området (>0,3 mg/kg TS)

Denna åtgärd omfattar en yta om ca 1 200 000 m<sup>2</sup> och en förorenad sedimentvolym om ca 410 000 m<sup>3</sup> med en total kvicksilvermängd om ca 170 kg, se Bilaga 2. Alternativet omfattar hela det område som definierats som förorenat av verksamheten vid Karlshäll. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna inte heller på denna nivå en kvantifiering vare sig av vilken spridningsminskning eller vilken minskning av upptaget i biota som kan förväntas, även om detta förväntas närma sig den naturliga bakgrundens nivå. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 0,3 mg/kg TS.
- Ca 160 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Det första av de mätbara åtgärds målen sammanfaller med haltgränsen mellan det som i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag klassas som ”låga halter” och ”måttligt höga halter”. Halterna kommer dock fortfarande att kunna överskrida de naturliga bakgrundhalterna som återfinns i referensområdet uppströms Notviken i Luleälven varför upptaget i biota i viss utsträckning fortfarande kan komma att överstiga naturliga bakgrundsnivåer. Detta bedöms dock inte kunna medföra att några effektgränser överskrids.

Liksom för åtgärdsnivåerna 2 och 3 undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida exponeringen kopplad till landhöjningen. Möjligen kan en viss osäkerhet kvarstå kring den framtida utvecklingen av metylering och upptag kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökning av biomasseproduktionen. Det bedöms dock som osannolikt att metyleringen skulle kunna öka i en omfattning som skulle leda till risker för människors hälsa eller miljön i framtiden.

## 10 Kostnader för åtgärder beroende på teknikval och omfattning

Översiktliga kostnadsberäkningar har genomförts för åtgärder med de respektive ambitionsnivåerna 2, 3 och 4. För dessa har kostnader beräknats för de åtgärds metoder och kombinationer av metoder som bedömts som realistiska och genomförbara. Dessa är:

- a) Täckning av förorenade sediment med armerande geotextil och 0,5 m jord utlagd i två lager enligt avsnitt 7.6.
- b) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning och slutförvaring i en lokal deponi för icke-farligt avfall.
- c) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning, externt omhändertagande med förbränning av fibersediment och deponering av förbränningsrester samt slutförvaring av övriga sediment i en lokal deponi för icke-farligt avfall.
- d) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning på plats och externt omhändertagande av samtliga sediment. För detta alternativ räknas i första hand med båttransport till extern anläggning, t.ex. Savaterra i Kemi eller RGS 90 i Norrköping.

Entreprenadkostnaderna för de respektive muddringsalternativen har beräknats utgående från efterkalkyler och erfarenheter från genomförda objekt samt inhämtade uppgifter om mottagningskostnader vid externa anläggningar. För lokal deponering har antagits att en separat deponicell anläggs vid Luleå kommuns avfallsanläggning i Sunderbyn. Kostnaderna kan anses vara representativa även för övriga identifierade lokala alternativ, dock med undantag för att kostnader för markförvärv inte medräknats. Om en deponi anläggs vid Karlshäll kan kostnaderna reduceras något. Detta har dock inte så stor betydelse.



delse för slutkostnaden. Om deponeringen utförs som en fyllning inom invallat område är det dock möjligt att reducera kostnaderna i större utsträckning.

De kostnader som anges för muddringsalternativen hänför sig till användning av sugmuddringsteknik. Kostnadsuppskattningar har genomförts även för frysmuddring, se Bilaga 3. Enligt uppskattningarna är skillnaderna i kostnader inte särskilt stora. Erfarenheterna av att använda frysmuddring i större projekt är begränsade och det är möjligt att frysmuddring kan visa sig vara ett ekonomiskt alternativ till sugmuddring

För täckningar är erfarenhetsunderlaget osäkrare och där har en bedömning gjorts av kostnaderna utgående från den sammanställning av slutliga kostnader för genomförda projekt med liknande täckningar som redovisas i Naturvårdsverket (2003).

Till entreprenadkostnaderna ska läggas kostnader för projektledning, projektering, byggledning, entreprenadkontroll och miljökontroll. Normala byggherrekostnader i bygg- och anläggningsprojekt är 25-35 % av entreprenadkostnaden. Erfarenheter från genomförda sedimentsaneringar i Sverige visar att dessa kostnader kan bli högre, bland annat beroende på hur omfattande miljökontroll som planeras och vilka föroreningar som hanteras. Byggherrekostnaden kan heller inte antas vara helt proportionell mot entreprenadkostnaden. T.ex. medför ett externt omhändertagande för slutförvaring en högre entreprenadkostnad men en lägre byggherrekostnad eftersom projektering, byggledning och kontrollarbeten för deponin bortfaller. Byggherrekostnaderna för de olika alternativen har därför bedömts utgående från dessa erfarenheter och arbetets bedömda omfattning i tid m.m. i stället för att antas som ett procentuellt påslag.

Kostnadsbedömningar utgående från dessa förutsättningar redovisas i översiktligt i Tabell 2. En mer detaljerad redovisning av kostnaderna uppdelad på olika poster, liksom förutsättningarna för beräkningarna, framgår av Bilaga 3. Det ska understrykas att kostnadsbedömningar i detta skede blir av överskådlig karaktär eftersom alla kostnadspåverkande projektspecifika faktorer inte är kända och kan beaktas. Mer trovärdiga kalkyler kan genomföras först i ett förprojekteringskede då bland annat geotekniska och hydrogeologiska undersökningar genomförs. Kostnaderna redovisas ändå utan osäkerheter angivna. Man bör dock utgå från att osäkerheten i ogynnsamma fall kan öka de beräknade kostnaderna med så mycket som 20-30 %.

Tabell 2 Bedömda kostnader för åtgärder beroende på omfattning och metodval

Metod	Bedömd kostnad		
	Ambitionsnivå 2	Ambitionsnivå 3	Ambitionsnivå 4
Omfattning:	105 000 m <sup>2</sup> 65 000 m <sup>3</sup> 75 kg Hg	275 000 m <sup>2</sup> 152 000 m <sup>3</sup> 110 kg Hg	1 120 000 m <sup>2</sup> 410 000 m <sup>3</sup> 160 kg Hg
a) Täckning	110 Mkr	230 Mkr	800 Mkr
b) Muddring med lokal deponering	75 Mkr	125 Mkr	230Mkr
c) Muddring med externt omhändertagande av fibersediment	92 Mkr	165 Mkr	280 Mkr
d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment	-	230 Mkr	650 Mkr

Av tabellen framgår att täckning på plats bedöms som den mest kostnadskrävande metoden. Den främsta orsaken till detta är att föroeningen är spridd över stora ytor med förhållandevis liten mäktighet, vilket påverkar kostnadseffektiviteten.

Vidare framgår att de minst kostnadskrävande alternativen genomgående är muddring med omhändertagande av muddermassor i en projektintern deponi (metodalternativ b). Ett externt omhändertagande av samtliga muddermassor genom termisk behandling bedöms öka kostnaderna avsevärt, men även ett externt omhändertagande genom behandling av enbart fibersediment innebär en stor fördyring i förhållande till deponeringsalternativet.

De fördelar som kan nås med en behandling är främst att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre deponeringsbehov och att avfallet sannolikt kommer att deponeras i en större deponi med liknande farligt avfall. Framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska. Genomförda undersökningar visar dock att kvicksilver är bundet i matrisen på ett sådant sätt att utlakningen vid deponering av de förorenade sedimenten efter avvattning kommer att bli liten. Alternativet med enbart deponering innebär förutom behovet av deponeringsutrymme och ett utökat behov av framtida tillsyn och kontroll också ett behov av dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. För- och nackdelar med de olika behandlingsalternativen får ställas mot varandra i en riskvärdering.

## 11 Referenser

- AB Bothniakonsult, 2005. *Karlshäll. Fördjupad förstudie*. Uppdragsnummer 0422. 2005-12-14.
- Andersson, S. och Nilsson, J., 2008. *Analys av Hg och PCB i abborre från Ötrserumsviken*. Högskolan i Kalmar, Naturvetenskapliga institutionen, mars 2008.
- Avfall Sverige, 2007. *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. Rapport 2007:01. ISSN 1103-4092.
- Envipro Miljöteknik, 2008. *Referensundersökning*. Huvudstudie Karlshäll rapport 2007:06.
- J&W, 1994. *Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll*.
- Luleå kommun, 1989. *Effekter av utsläpp av fenykvicksilver till Notviken, Luleå kommun*. Miljöprogram etapp II. Rapport 1989:7.
- Luleå kommun, 1990. *Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vatten i Notviken, Luleå kommun*. Luleå kommun, miljö- och hälsoskyddskontoret, Rapport 1990:7.
- Luleå kommun, 1993. *Fördjupad Översiktsplan – Luleå tätort*. Generella och områdesvisa rekommendationer. Antagen av kommunfullmäktige 1993-04-26.
- Luleå kommun, 1999. *Förorenad mark i Luleå*. Luleå kommun, miljö- och hälsoskyddskontoret. Rapport 1999:3.
- Länskartor, 2008. [www.gis.lst.se](http://www.gis.lst.se). 2008-01-29.
- Miljömanagement Svenska AB, 2007. *Kartering av förorenade sediment vid Karlshäll, Luleå*. Huvudstudie Karlshäll, rapport 2007:08. 2007-11-29.
- MRM Konsult AB, 1995. *Vattenkontroll i samband med spontningsrabeten*.
- MRM Konsult AB, 2001: *Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning träsliperi – Karlshäll 2*. MRAP 901043, 2001-10-29.
- Naturvårdsverket 2003. *Efterbehandling av förorenade sediment – en vägledning*. Naturvårdsverket Rapport 5254.
- Pelagia Miljökonsult AB, 2007. *Del av huvudstudie av förorenade sediment iniom fastighet Karlsvik 1:1 i Notrviken, Lule kommun. Kompletterande biologiska undersökningar..* Huvudstudie Karlshäll, rapport 2007:07. 2007-03-16, reviderad 2007-09-20.
- RagnSells AB, Robertsfors 2008. *Muntliga kontakter*.
- Ramböll, 2008, *Vattenströmning Karlshäll*. Huvudstudie Karlshäll, rapport 2007:09. 2008-06-05  
RGS 90, Norrköping, 2008. *Muntliga kontakter*.
- SAKAB AB, Kumla, 2008. *Muntliga kontakter*.

Savaterra, Kemi, Finland, 2008: *Muntliga kontakter.*

SGAB, 1989. *Radarmätning över fiberbank vid Notviken.* IRAP 89044, 1989-08-14.

**Resultat från CRS-försök på avvattnade sediment**



*Datum*  
2007-09-12

*Ert datum*

*Beteckning*  
2-0704-0296:3

*Er beteckning*

*Vår referens*

Pär Elander  
Envipro Miljöteknik AB  
Repslagaregatan 19  
582 22 Linköping

## Laboratorieundersökningar

Till Statens geotekniska institut inkom, 070827, 2 st. störda prover (slam) med begäran om CRS-försök.

Laboratorieundersökningen är nu avslutad.

Resultaten redovisas i tabell 1 och i diagram 1- 2ab och c.

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT  
Avd. Geomaterial och Modellering  
Uppdragsledare

*Inga-Maj Kaller*

Inga-Maj Kaller

**SAMMANSTÄLLNING AV CRS-FÖRSÖK** SS 027126, utgåva 1

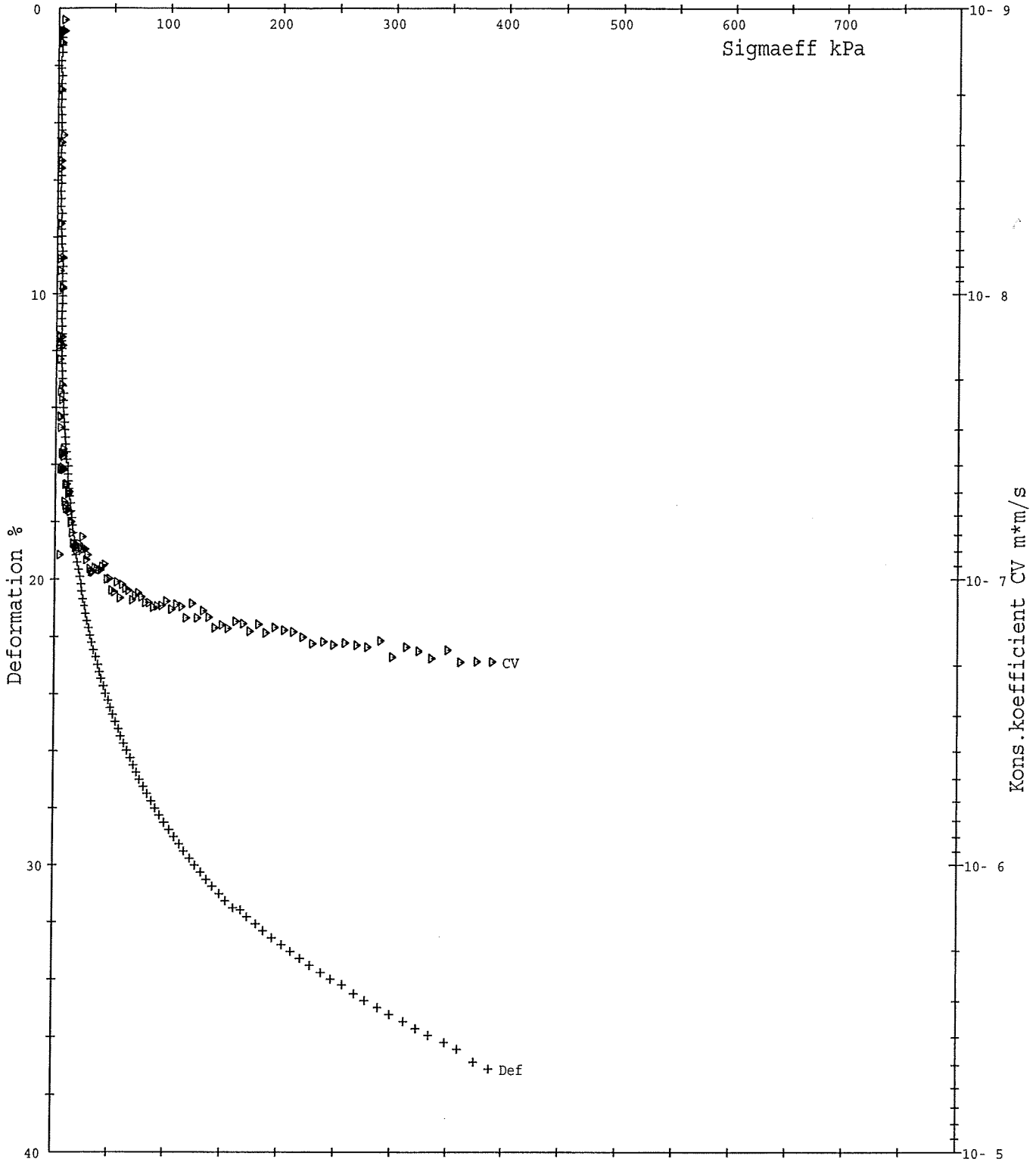
<b>Beställare:</b> Pär Elander Envipro Miljöteknik Repslagaregat.19 582 22 Linköping										
									Tabell	1
									Dnr	2-0704-0296:3
Ankomstdatum		Provtagningsredskap		Laboratorieundersökning			Datum		Datum	
070827		-		070905-070912			Utförd av IMK		2007-09-12	
									Teknisk ledare <i>Inga-Mari Kalle</i>	
Prov- beteck- ning	Den- sitet CRS t/m <sup>3</sup>	$\sigma'_c$ kPa	$M_L$ kPa	$\sigma'_L$ kPa	$M'$	Permea- bilitet m/s	$\beta_k$	$c_{v\min}$ m <sup>2</sup> /s	$\sigma'_c$ Hansbo kPa	Anmärkning
1B	1,52					$(1 \cdot 10^{-8})$	(3,9)			Proverna lufttorkades något före de packades in i ödometerring. w=82%
2B	1,27					$(3 \cdot 10^{-9})$	(3,6)			w=136%

Mätosäkerhet ej framtagen, ej relevant.

R5 2006-03-16

Ackrediterat laboratorium utses av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt lag. Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller enbart för de provade materialen.

Statens	Ödometer nr	3	Projekt	2-0704-0296:3
Geotekniska	Defhast. %/h	0.8	Sekt/hål	Prov 1B
Institut	Densitet	1.52	Djup/nivå	- m
	H=20 mm D=50 mm		Prel. ben	Slam
	Utrustningens egendeformation beaktad	1.03		



$w = 82\%$

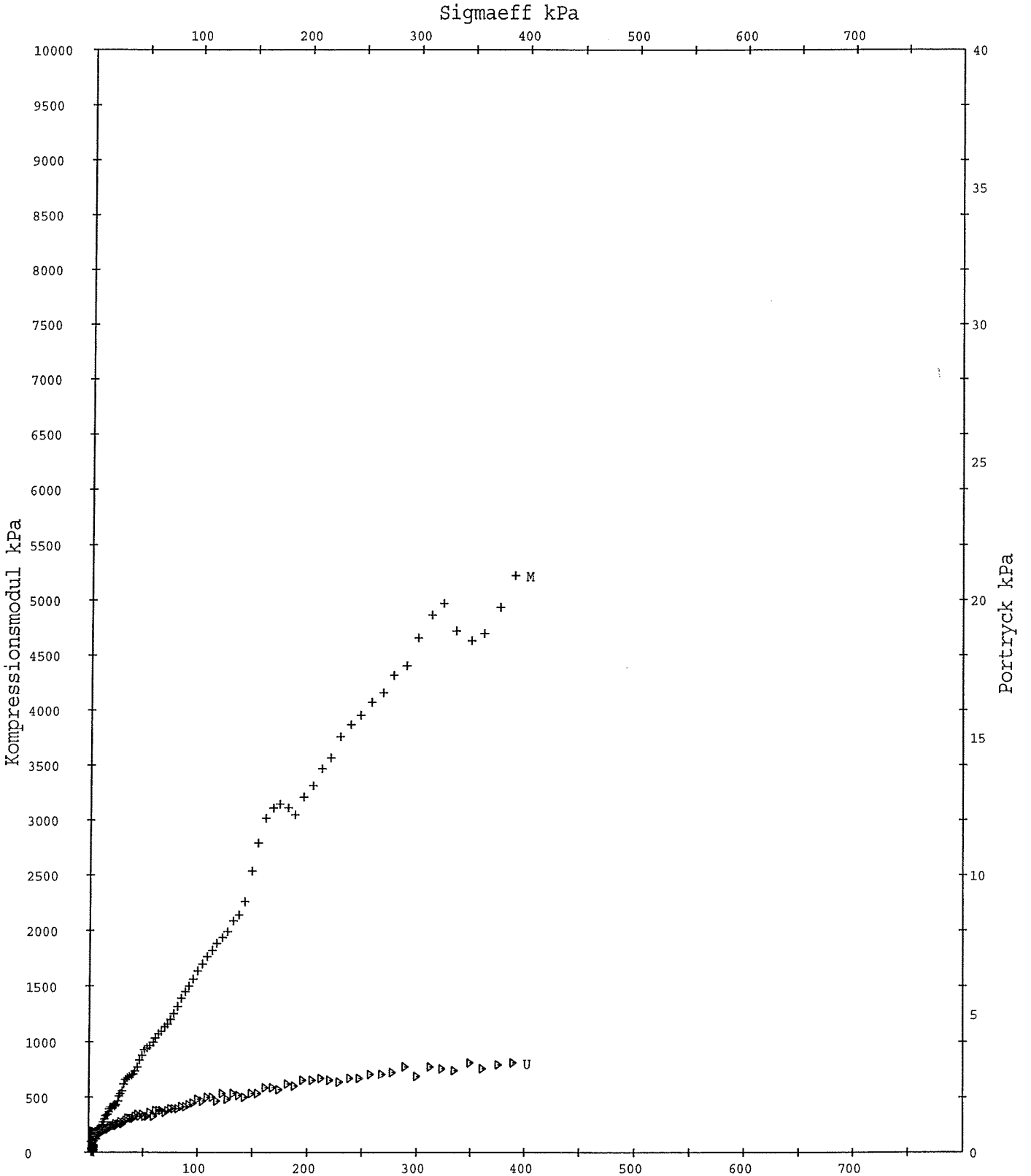
Sigma' C	M <sub>L</sub>	Sigma' L	M'	Perm. k	Beta-k
- kPa	- kPa	kPa		$(1 \cdot 10^{-8})$ m/s	(3.9)



Statens  
Geotekniska  
Institut

SS 027126, utgåva 1  
Ödometer nr 3  
Defhast. %/h 0.8  
Densitet 1.52  
H=20 mm D=50 mm  
Utrustningens egendeformation beaktad

Projekt 2-0704-0296:3  
Sekt/hål Prov 1B  
Djup/nivå - m  
Prel. ben Slam  
1.03



SS 027126, utgåva 1

Ödometer nr 3

Projekt 2-0704-0296:3

Defhast. %/h 0.8

Sekt/hål Prov 1B

Densitet 1.52

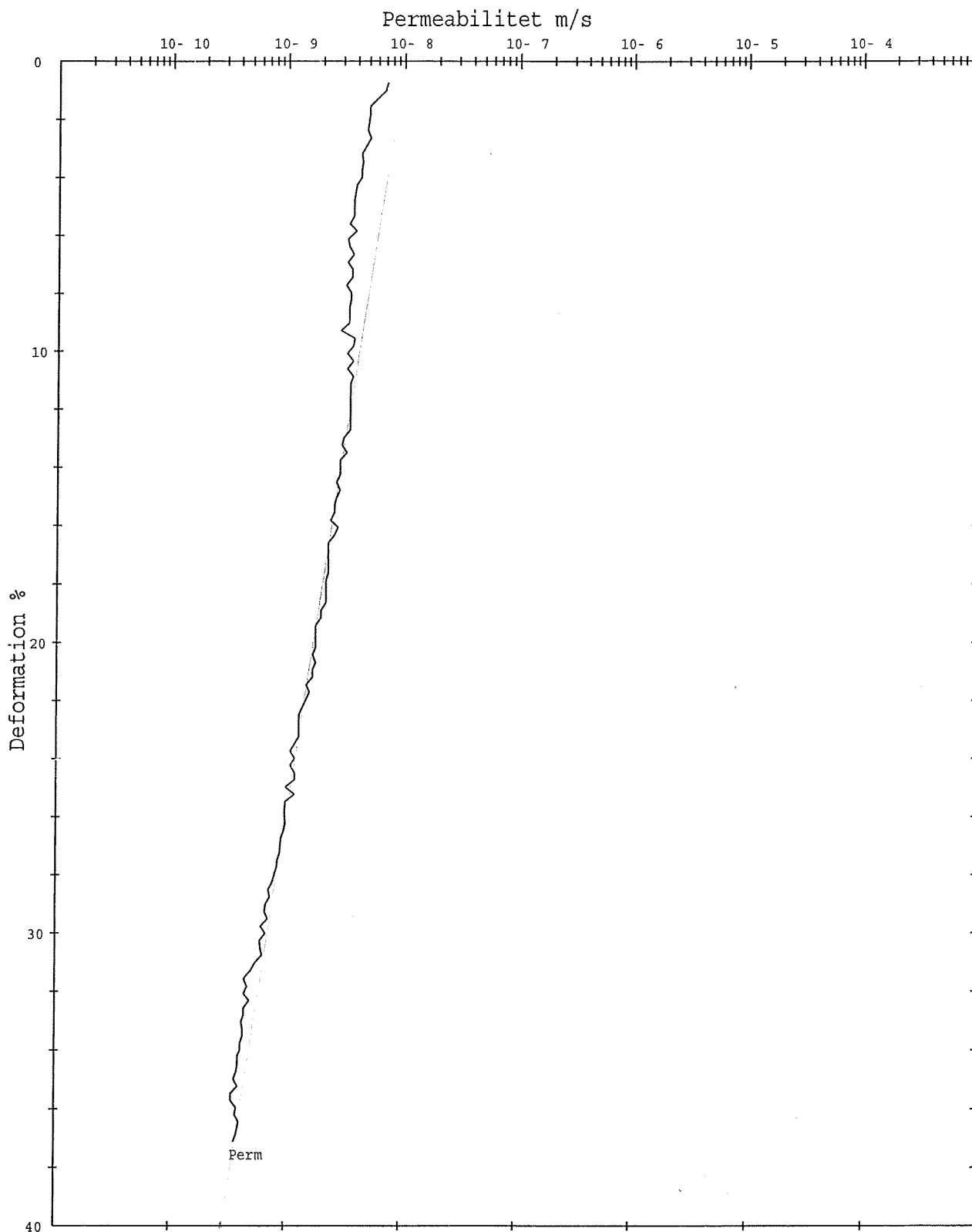
Djup/nivå - m

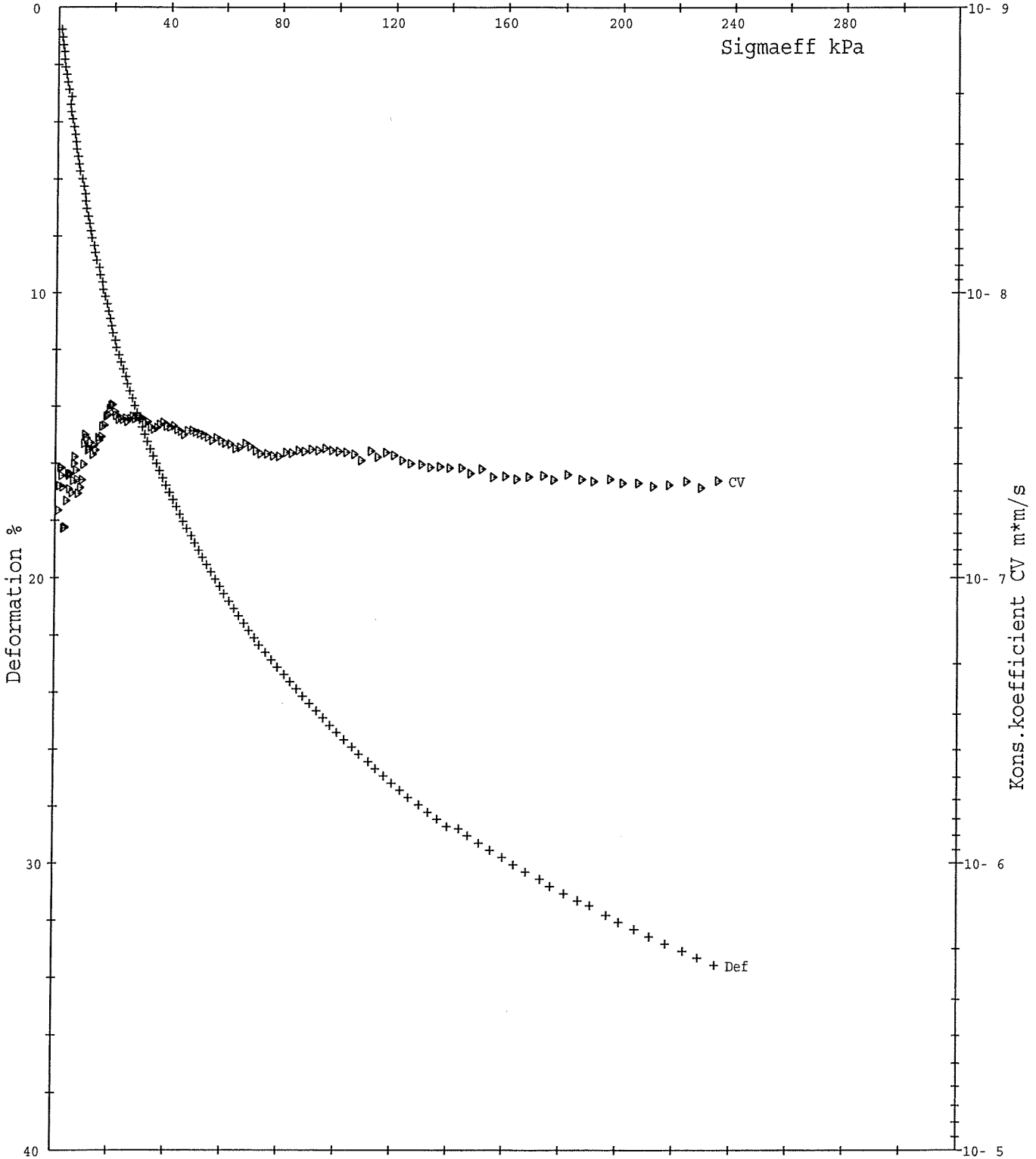
H=20 mm D=50 mm

Prel. ben Slam

Utrustningens egendeformation beaktad

1.03





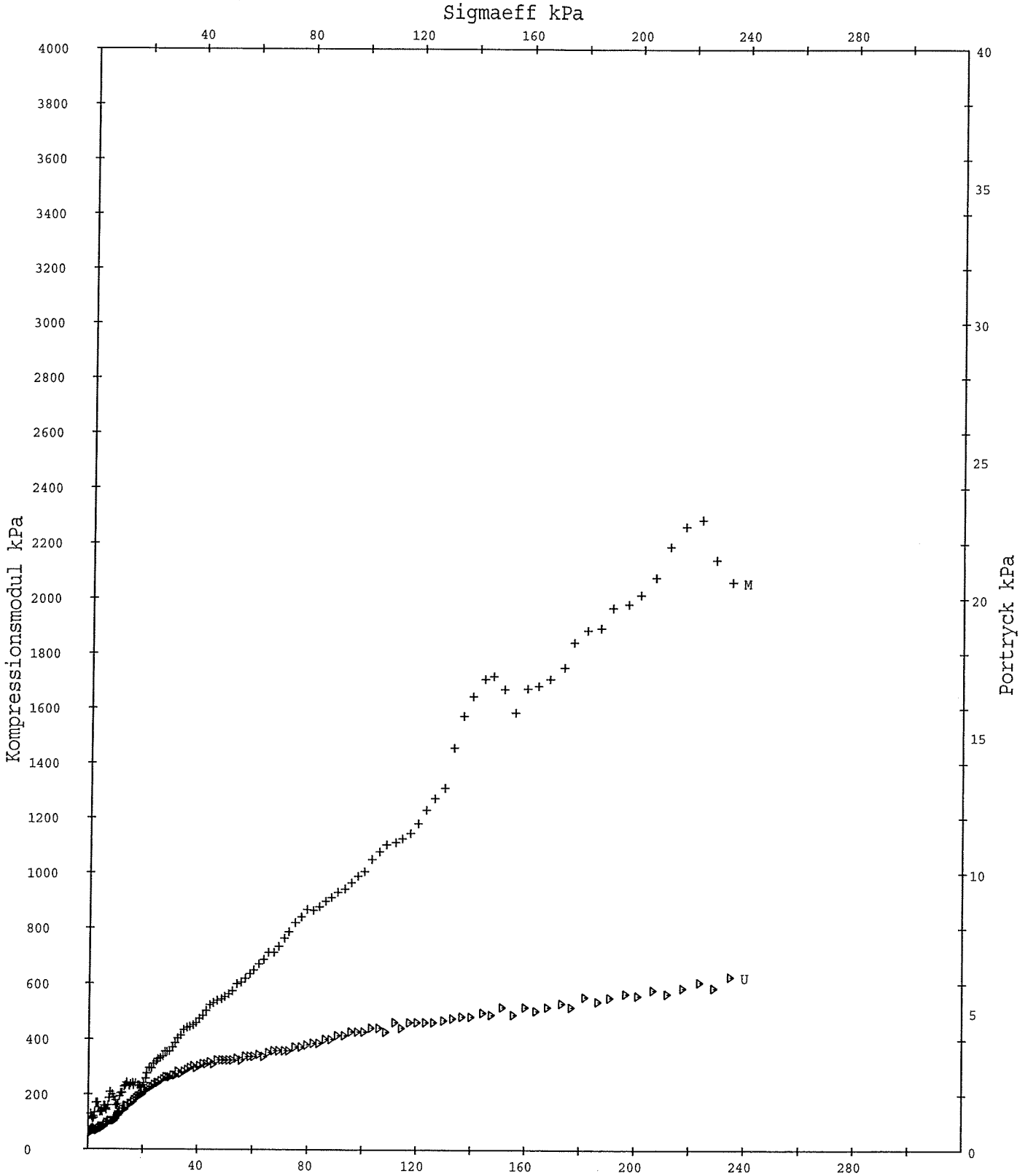
$W = 136 \%$

Sigma' C	$M_L$	Sigma' L	$M'$	Perm. k	Beta-k
— kPa	— kPa	kPa		$(3 \cdot 10^{-9})$ m/s	(3.6)

Statens  
Geotekniska  
Institut

SS 027126, utgåva 1  
Ödometer nr 3  
Defhast. %/h 0.8  
Densitet 1.27  
H=20 mm D=50 mm  
Urustningens egendeformation beaktad

Projekt 2-0704-0296:3  
Sekt/hål Prov 2B  
Djup/nivå - m  
Prel. ben Slam  
1.03



070912 1711

SS 027126, utgåva 1

Ödometer nr 3

Projekt 2-0704-0296:3

Defhast. %/h 0.8

Sekt/hål Prov 2B

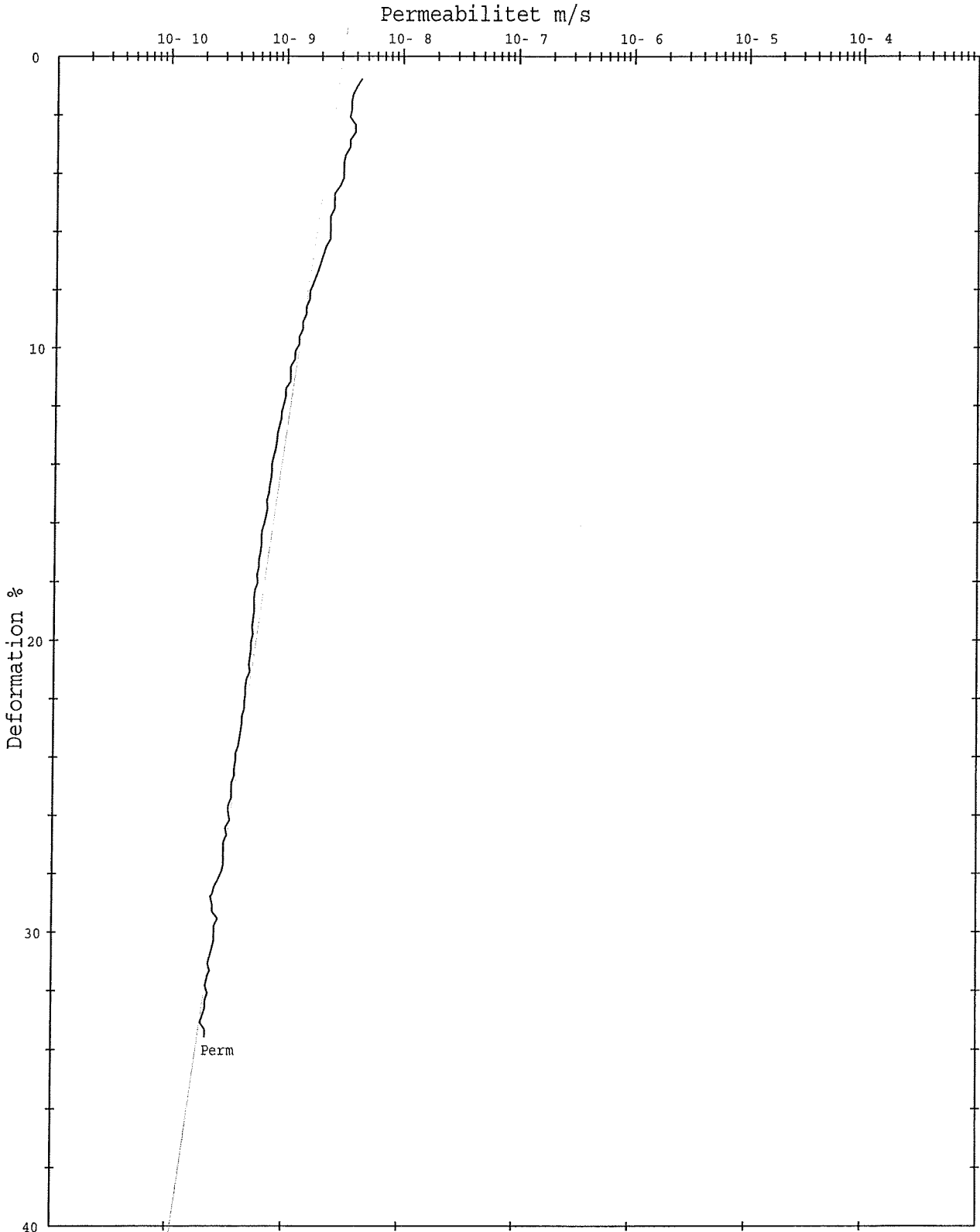
Densitet 1.27

Djup/nivå - m

H=20 mm D=50 mm

Prel. ben Slam

Utrustningens egendeformation beaktad 1.03



**Avgränsning av åtgärder beroende på  
val av alternativ avseende omfattning**

# Ambitionsnivå 2: Fibersediment med [Hg] >5 mg/kg TS

**Teckenförklaring**  
**Muddringsdjup Alt 2**  
(meter)

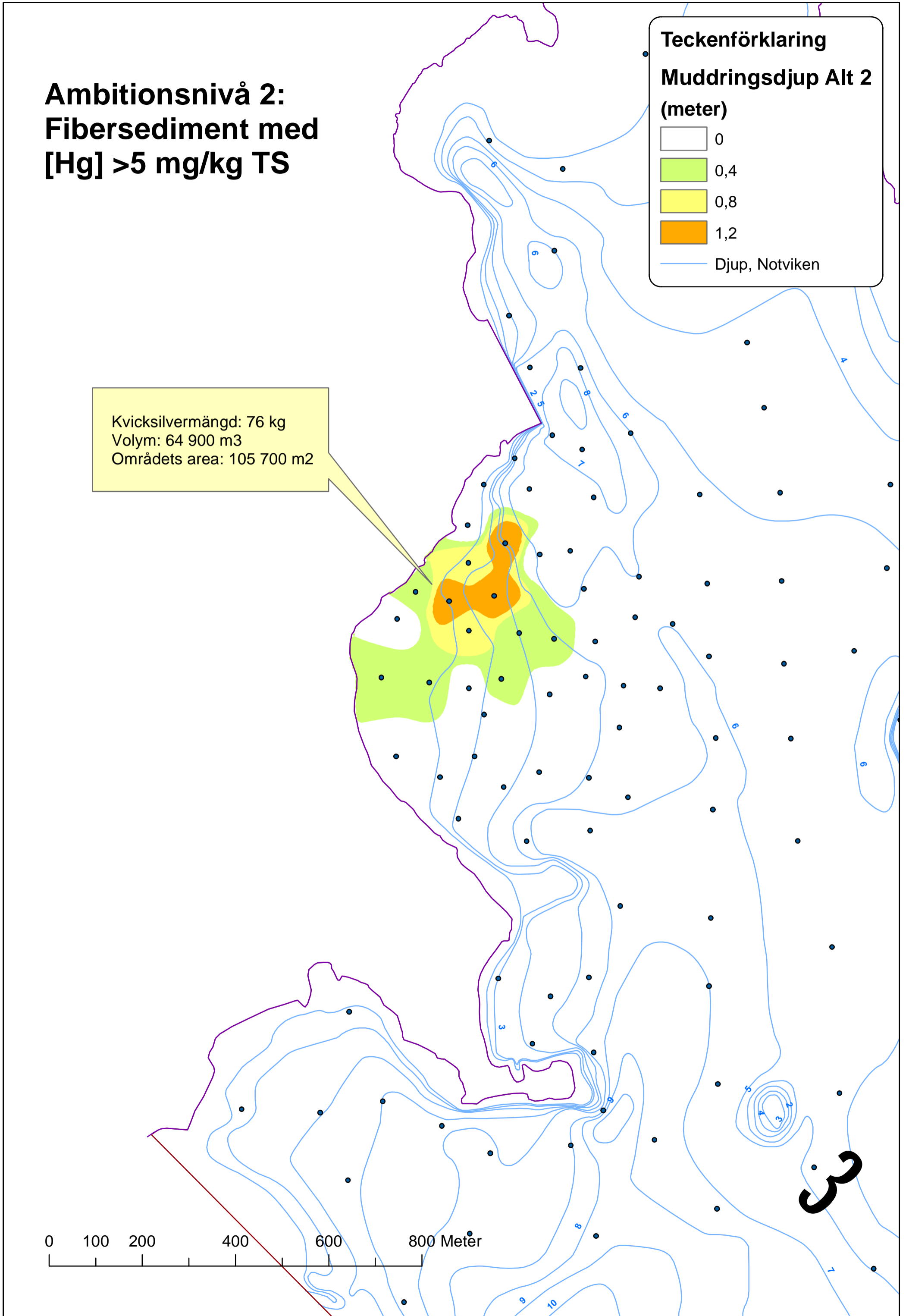
0
0,4
0,8
1,2

— Djup, Notviken

Kvicksilvermängd: 76 kg  
Volym: 64 900 m<sup>3</sup>  
Områdets area: 105 700 m<sup>2</sup>

0 100 200 400 600 800 Meter

3

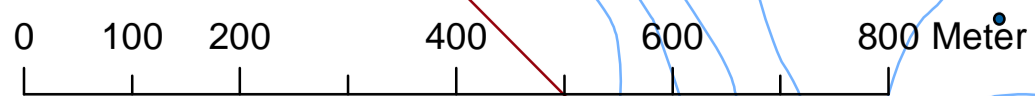


# Ambitionsnivå 3: Sediment med [Hg] >1 mg/kg TS

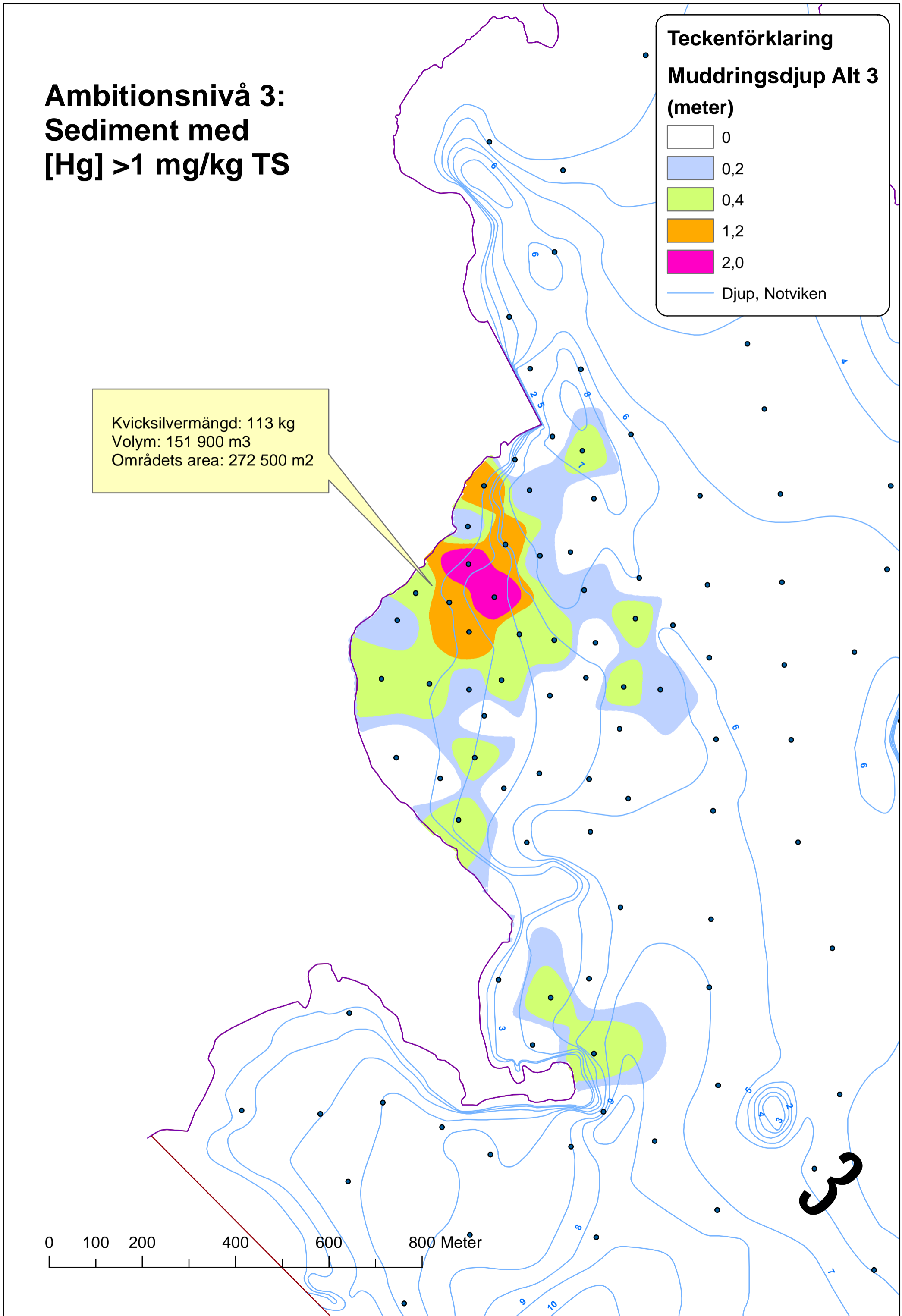
**Teckenförklaring**  
**Muddringsdjup Alt 3**  
(meter)

0
0,2
0,4
1,2
2,0
Djup, Notviken

Kvicksilvermängd: 113 kg  
Volym: 151 900 m<sup>3</sup>  
Områdets area: 272 500 m<sup>2</sup>



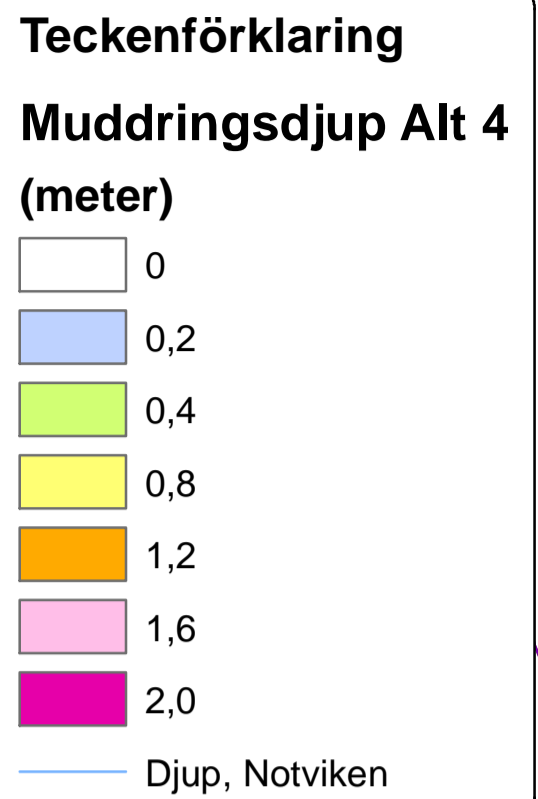
3





# Ambitionsnivå 4: Sediment med [Hg] >0,3 mg/kg TS

Kvicksilvermängd: 169 kg  
Volym: 411 200 m<sup>3</sup>  
Områdets area: 1 204 000 m<sup>2</sup>



0 75 150 300 450 600 Meter

3

**Kostnadsuppskattningar för olika åtgärdsalternativ**

## Huvudstudie Karlshäll

### Åtgärdsutredning

#### Beräkning av kostnader för åtgärdsalternativ

##### Allmänt

Kostnadsberäkningarna redovisas enligt samma principer som prissättning av entreprenader, dvs. med mängder och å-priser som tillsammans ger kostnaden för olika arbeten. För vissa arbeten krävs dock både en investeringskostnad (fast kostnad oberoende av mängd) och driftkostnad (rörlig kostnad, direkt proportionell mot mängden, alternativt drifttid). Detta gäller framför allt avvattning av sediment efter muddring, samt rening av returvatten. Eftersom de utrustningar som krävs för dessa arbeten inte tillhör ”normala” entreprenadmaskiner är det inte självklart att sådana kan hyras under en begränsad projekttid. I de fall kostnaden till betydande del består av sådana fasta kostnader anges detta nedan under respektive punkt.

I kalkylerna har endast huvudarbeten tagits upp. Till dessa kommer en rad mindre entreprenadarbeten för iordningställande av arbetsytor, tillfartsvägar och andra s.k. hjälparbeten. För dessa har en schablonmässig post ”övriga entreprenadkostnader” lagts in i kalkylen.

Avslutningsvis finns ett avsnitt som tar upp behovet av fortsatta undersökningar i ett förprojekteringsstadium utifrån vad som bedömts vara betydande kostnadspåverkande osäkerheter. Detta gör på intet vis anspråk på att vara en fullständig förteckning av utredningsbehovet utan ska endast betraktas som ett komplement till projektets åtgärdsutredning.

##### Byggherrekostnader

Byggherrekostnaderna är skönmässigt skattade med hjälp av erfarenheter från tidigare projekt. Hjänsyn har därvid tagits till respektive åtgärds komplexitet och projekttid i de olika fallen.

För de alternativ som innebär anläggning av en deponi har en fortsatt övervakning av deponin i enlighet med kraven i förordningen 2001:512 om deponering av avfall med tillhörande föreskrift NFS 2004:10 medräknats i kostnaderna. Denna kostnaden är beräknad som en fondering vars avkastning vid realräntan 3 % ska täcka kostnaderna för övervakningen utan att kapitalet förbrukas.

##### Täckningsåtgärder

Täckning antas utförd från vattenytan och bestå av vävd geotextil, kontinuerligt hopsydd och med insydda tyngder eller motsvarande system för förankring, över vilken först 0,2 m finkornigt material (stenmjöl 0-4 mm eller liknande) och sedan 0,3 m erosionsskydd (krossmaterial 0-32 mm eller liknande) läggs ut. Utläggning av geotextilen antas ske från arbetsplattformar med grävmaskiner med hydraulisk sticka (alternativt kran) och med assistens av dykare. För utläggning av resterande täckning antas att grävmaskiner med någon typ av nedsänkt spridare används, och att dykare används för kontroll av täckningsresultatet. Kostnaden för att utföra detta arbete är osäker då erfarenheterna av denna typ av täckningar på lösa sediment är begränsade. De uppgifter om kostnader som finns från övriga projekt varierar från 150 kr/m<sup>2</sup> upp till 1400 kr/m<sup>2</sup>. Den beräknade totalkostnaden för täckning med omfattning enligt alternativ 2 (106 000 m<sup>2</sup>) motsvarar ca 1 000 kr/m<sup>2</sup>.

### Sugmuddringsprocessen

För sugmuddringsalternativen har hela processen (muddring-avvattning-vattenrening) dimensionerats för muddring av 500 m<sup>3</sup>/dygn (fast sediment). Processen antas m h t klimatförhållandena kunna drivas 150 dygn/år (i princip fr.o.m. juni t.o.m. oktober). Avvattningen antas ske vid Karlshäll och transporten till deponin med lastbil. Ett alternativ med pumpning till en lokal deponi med avvattning och vattenrening där kan möjligen sänka kostnaderna något.

Vid alternativet *lokal deponi* antas att avvattning sker som mekanisk avvattning i silbandpressar med högtryckszon. De avvattningsförsök som utförts indikerar att pressning fungerar väl för fibersediment men att centrifugering behöver användas för övriga sediment. Erfarenhetsmässigt fungerar dock silbandpressar i många fall även där laboratorieundersökningarna visat annat. Kostnadsberäkningen utgår från att man kan nå TS-halter på 40 % för fibersediment och 5 % för övriga sediment efter avvattning. Detta motsvarar vad som erhållits i laboratieförsöken med silbandspressar respektive centrifuger.

Den mekaniska avvattningen har kostnadsberäknats utgående från en investering i silbandpressar och ett utjämningsmagasin (fast kostnad 8,5 Mkr) samt rörlig kostnad för personal, energi och polymer (flockningsmedel). Polymertillsatsen har dimensionerats utgående från avvattningsförsöken. Uppdelningen i en fast och en rörlig kostnad innebär att enhetskostnaden varierar med omfattningen (total volym som ska muddras). Investeringen i avvattningsutrustning innebär att ett restvärde kommer att kunna tillgodoräknas för det fall dessa kan avyttras efter projektets slut. Denna har inte tillgodoräknats i kalkylen. Möjligen kan utrustningen i stället hyras till en lägre kostnad än investeringskostnaden i ny utrustning.

*Vattenrening* antas i båda fallen ske som flockning med efterföljande avskiljning med flotation och/eller sedimentering. För denna antas att nyinvesteringar i utrustning måste göras med 7 Mkr som avskrivs i sin helhet under projekttiden. Driftkostnaden för kemikalier, energi och tillsyn blir ca 250 000 kr per säsong.

### Frysmuddringsprocessen

För frysmuddring antas att frysta block läggs upp på tät yta (bassäng) intill sjön (alternativt vid en intern deponi) för avvattning genom tining innan slutlig deponering sker. I detta fall bedöms att en relativt stor bassängyta erfordras (ca 10 000 m<sup>2</sup>). Den fasta kostnaden för en sådan yta bedöms till ca blir ca 2 Mkr. Muddringskapaciteten antas till ca 40 000 m<sup>3</sup>/år, upptining av frysta block kan dock endast ske under sommarperioden. Muddringen måste anpassas till avvattningsytans storlek. Alltför stora volymer kan inte läggas upp under vinterperioden för det fall upptining ska kunna ske under sommarperioden. Alternativt kan en större yta anläggas för upptining. Detta kommer i så fall att öka kostnaden. Möjligen kan kostnaderna för hanteringen i avvattningsprocessen sänkas för det fall massorna transporteras direkt till deponin och tinas och hanteras direkt i denna. Den besparing som kan göras bedöms som relativt liten eftersom kostnaden för att anlägga avvattningsytan är liten i förhållande till totalkostnaden.

Vattenrening antas ske på samma sätt som vid sugmuddring, dock med betydligt lägre kapacitet. Investeringskostnaden begränsas därför till 4 Mkr och driftkostnaden till 100 000 kr per säsong. Det är möjligt att en enklare teknik för partikelavskiljning (typ partikelfilter) kan användas i detta fall, eftersom volymen vatten som ska hanteras är förhållandevis liten. Detta kan i så fall sänka kostnaderna för vattenrening.

### Deponering

För den *interna deponin* antas att kraven på deponier för icke-farligt avfall skall innehållas men att det finns en naturlig geologisk barriär. Konstruktionen begränsas därmed till att omfatta markberedning och terrassering, utläggning av ett syntetiskt geomembran med erforderliga skyddsskikt över och under detta, samt 0,5 m bottendränering med och materialskiljande lager. Deponiytan beräknas med antagande av att deponin byggs som en kon med släntlutning 1:10. Denna lutning är flack och kostnaden för deponering kan minska avsevärt om deponin kan byggas med brantare släntlutningar, eftersom ytan minskar. Den flacka släntlutningen har antagits med hänsyn till att hållfastheten hos sedimenten även efter avvattning är låg.

En annan konsekvens av den låga hållfastheten är att hanteringen av sedimenten i deponin kan orsaka svårigheter. Av denna anledning har en särskild kostnad för hantering i deponin lagts till kostnaden för transport och uppläggning. Denna kostnad täcker till exempel kostnaden för en stabilisering med en måttlig tillsats av bindemedel (ca 70 kg/m<sup>3</sup>). En annan möjlighet är att utnyttja stabilisering genom utläggning i tunna lager som får frysa över vintern för att sedan tina, en process som erfarenhetsmässigt innebär en hållfasthetsökning. För alternativet med *frysmuddring* någon kostnad för stabilisering av denna anledning inte medräknats. Sannolikt är det i stället så att även transportkostnaderna till deponin kan komma att minska, eftersom den ökade hållfastheten med frysning/tiningsprocessen beror på att avvattningen blir bättre. Eftersom inga sådana försök utförts har detta dock inte tillgodoräknats.

Sluttäckning dimensioneras liksom bottenkonstruktionen för att minst motsvara gällande krav för deponier för icke-farligt avfall. De muddrade sedimenten får efter konsolidering en hög täthet. Enligt utförda CRS-försök blir den hydrauliska konduktiviteten efter konsolidering för en överlast som motsvarar 1,5 m täckning ca  $2 \cdot 10^{-9}$  m/s. Denna täthet är i det närmaste tillräcklig för att kraven på en deponi för icke-farligt avfall ska innehållas även utan separat tätskikt. För kostnadsberäkningen har dock antagits att sedimentens egentäthet kompletteras med ett syntetiskt geomembran av typen LLDPE eller EPDM, som läggs direkt på den avjämnade sedimentytan. Dessa geomembran tål stora deformationer utan att brista och någon nämnvärd förändring av egenskaperna. Tätheten hos sedimenten kommer att begränsa strömningen genom eventuella hål och skador i geomembranet som kan uppkomma i samband med utläggning eller på lång sikt till följd av åldring. Denna s.k. kompositeffekt medför att läckaget beräkningsmässigt blir mycket litet även om relativt omfattande skador uppkommer. På membranet läggs ett skyddslager av stenmjöl (0-4 mm), dräneringslager (makadam eller liknande) inklusive materialskiljande lager och en skyddstäckning till en sammanlagd mäktighet om minst 1,5 m.

Den framtida övervakningen av deponin antas ske enligt minimikraven i NFS 2004:10, dock kompletterade med ytterligare en provtagningspunkt i grundvatten. För övervakningen fonderas en summa som med realräntan 3 % ska räcka för denna övervakning under överskådlig tid. Till detta läggs kostnader för ett passivt filter för lakvatten.

### Externt omhändertagande

För *externt omhändertagande* antas mottagningskostnaden till 1100 kr/ton. Detta motsvarar kostnaden för termisk behandling med deponering av behandlingsresten. Transportkostnaden avser transport till den mest närliggande anläggningen som har tillstånd att omhänderta och behandla denna typ av massor, Savaterra i Kemi, Finland.

### Övriga entreprenadkostnader

För bedömning av troliga kostnader för tillkommande entreprenadarbeten typ röjning, anläggande av tillfälliga vägar, arbetsytor, mättnings- och utsättningsarbeten m.m. har en erfarenhetskalkyl från det genomförda projektet Örsörumsviken utnyttjats. I detta projekt utgjorde denna typ av hjälparbeten ca 7 % av övriga entreprenadkostnader. Rimligtvis är denna andel större för de åtgärdsalternativ som om-

fattar en mindre mängd huvudsakliga arbeten (täckning, muddring, deponering). Kostnaden är dock inte heller oberoende av mängden huvudsakliga arbeten. Omfattningen av övriga arbeten har således uppskattats till 10 % av den huvudsakliga entreprenadkostnaden för åtgärdsomfattning enligt alternativ 2, 7 % för åtgärdsomfattning enligt alternativ 3 och 4 % för åtgärdsomfattning enligt alternativ 4. Eftersom kostnaden för de huvudsakliga arbetena varierar beroende på val av åtgärdsmetod och omhändertagande av muddermassor har kostnaderna för metoderna sugmuddring med deponering på en projektintern deponi använts som bas för beräkning av posten "övriga entreprenadkostnader" även för övriga åtgärdsmetoder. De huvudsakliga skälen för detta är att dessa metoder användes i "jämförprojektet" Örserumsviken och att omfattningen av hjälparbeten inte bedöms skilja sig särskilt mycket mellan de olika åtgärdsmetoderna.

## Åtgärder

## Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

## Bedömning av kostnader för täckning

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				19 866 667
Projektledning				4 500 000
Projektering				4 000 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				5 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				1 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering motsvarande nollalternativet)				1 866 667
<i>Entreprenadkostnader</i>				67 218 800
Etablering	st	1	900 000	900 000
Utläggning av armerande geotextil	m <sup>2</sup>	106 000	100	10 600 000
Täckningsmaterial 0-4 mm	ton	36 040	100	3 604 000
Täckningsmaterial 0-32	ton	36 040	100	3 604 000
Utläggning av massor	m <sup>2</sup>	106 000	400	42 400 000
Övriga entreprenadkostnader				6 110 800
<i>Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)</i>				20 165 640
<b><i>Kalkylerad kostnad</i></b>				<b>87 085 467</b>
<b><i>Reserv</i></b>				<b>20 165 640</b>
<b>Totalt</b>				<b>107 251 107</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				21 460 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				4 000 000
Tillstånd, avtal m.m.				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				5 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				1 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				42 548 459
Etablering och avetablering	st	1	900 000	900 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	11 251	370	4 162 865
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	75	4 875 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	185	12 016 480
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftkostnad	säsonger	1	250 000	250 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	19 890	85	1 690 650
Stabilisering och hantering i deponi	m <sup>3</sup>	19 890	150	2 983 500
Sluttäckning av deponi	m <sup>2</sup>	12 376	388	4 801 922
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				12 764 538
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>64 009 259</b>
<b>Reserv</b>				<b>12 764 538</b>
<b>Totalt</b>				<b>76 773 796</b>



Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				21 460 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				3 500 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				5 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				2 000 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				54 696 195
Etablering och avetablering	st	1	900 000	900 000
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	70	4 550 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	111	7 232 353
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftkostnad	säsonger	1	250 000	250 000
Lastning och transport	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				16 408 858
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>76 156 995</b>
<b>Reserv</b>				<b>16 408 858</b>
<b>Totalt</b>				<b>92 565 853</b>

## Åtgärder

## Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

## Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

## Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				23 460 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				4 000 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				6 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				2 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				46 198 479
Etablering och avetablering	st	2	200 000	325 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	11 251	370	4 162 865
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	250	16 250 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	71	4 600 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	2	100 000	6 500 000
Transport och uppläggningskostnad av muddermassor	m <sup>3</sup>	19 890	85	1 690 650
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	12 376	388	4 801 922
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				13 859 544
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>69 659 279</b>
<b>Reserv</b>				<b>13 859 544</b>
<b>Totalt</b>				<b>83 518 822</b>

## Åtgärder

## Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

## Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

## Externt omhändertagande av muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				22 960 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				3 500 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				6 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				2 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				60 213 842
Etablering och avetablering	st	2	200 000	400 000
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	250	16 250 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	71	4 600 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	såsonger	2	100 000	200 000
Lastning och transport	m <sup>3</sup>	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	m <sup>3</sup>	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av övriga entreprenadkostnader)				11 500 453
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>83 174 642</b>
<b>Reserv</b>				<b>11 500 453</b>
<b>Totalt</b>				<b>94 675 094</b>

## Åtgärder

## Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

## Bedömning av kostnader för alternativet täckning

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				29 366 667
Projektledning				7 500 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering motsvarande nollalternativet)				1 866 667
<i>Entreprenadkostnader</i>				153 238 980
Etablering	st	2	900 000	1 800 000
Utläggning av armerande geotextil	m <sup>2</sup>	273 000	100	27 300 000
Täckningsmaterial 0-4 mm	ton	92 820	100	9 282 000
Täckningsmaterial 0-32	ton	92 820	100	9 282 000
Utläggning av massor	m <sup>2</sup>	273 000	350	95 550 000
Övriga entreprenadkostnader				10 024 980
<i>Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)</i>				45 971 694
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>182 605 647</b>
<b>Reserv</b>				<b>45 971 694</b>
<b>Totalt</b>				<b>228 577 341</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>30 960 800</i>
Projektledning				7 500 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>72 978 633</i>
Etablering och avetablering	st	3	900 000	2 700 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	70	10 640 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	87	13 200 400
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	3	250 000	750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	62 486	85	5 311 319
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	62 486	150	9 372 916
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				21 893 590
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>103 939 433</b>
<b>Reserv</b>				<b>21 893 590</b>
<b>Totalt</b>				<b>125 833 023</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

*Externt omhändertagande av fibersediment*

*Deponering av övriga muddermassor på intern deponi*

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>30 960 800</i>
Projektledning				7 500 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>99 200 283</i>
Etablering och avetablering	st	3	900 000	2 700 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	70	10 640 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	87	13 200 400
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	3	250 000	750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	42 596	85	3 620 669
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	42 596	150	6 389 416
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Lastning och transport	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				29 760 085
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>130 161 083</b>
<b>Reserv</b>				<b>29 760 085</b>
<b>Totalt</b>				<b>159 921 168</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>27 000 000</i>
Projektledning				7 500 000
Projektering				4 500 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				0
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>156 904 078</i>
Etablering och avetablering	st	3	900 000	2 700 000
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	70	10 640 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	49	7 511 647
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	3	250 000	750 000
Lastning och transport	ton	79 525	453	36 051 127
Mottagningsavgifter	ton	79 525	1 100	87 477 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				47 071 223
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>183 904 078</b>
<b>Reserv</b>				<b>47 071 223</b>
<b>Totalt</b>				<b>230 975 301</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

*Deponering av muddermassor på intern deponi*

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>33 460 800</i>
Projektledning				8 000 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				8 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				5 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>80 595 318</i>
Etablering och avetablering	st	4	200 000	800 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	250	38 000 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	53	8 080 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	4	100 000	400 000
Transport och uppläggning av muddermassor	m <sup>3</sup>	62 486	85	5 311 319
Sluttäckning av deponi	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				24 178 595
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>114 056 118</b>
<b>Reserv</b>				<b>24 178 595</b>
<b>Totalt</b>				<b>138 234 713</b>



Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av fibersediment

Deponering av övriga muddermassro på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>33 460 800</i>
Projektledning				8 000 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				8 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				5 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>109 800 468</i>
Etablering och avetablering	st	4	200 000	800 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	250	38 000 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	53	8 080 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	4	100 000	400 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	42 596	85	3 620 669
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Lastning och transport	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				32 940 140
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>143 261 268</b>
<b>Reserv</b>				<b>32 940 140</b>
<b>Totalt</b>				<b>176 201 408</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				29 500 000
Projektledning				8 000 000
Projektering				4 500 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				8 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				5 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				0
<i>Entreprenadkostnader</i>				179 282 430
Etablering och avetablering	st	3	200 000	600 000
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	250	38 000 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	53	8 080 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	såsonger	3	100 000	300 000
Lastning och transport	ton	79 525	453	36 051 127
Mottagningsavgifter	ton	79 525	1 100	87 477 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av övriga entreprenadkostnader)				53 784 729
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>208 782 430</b>
<b>Reserv</b>				<b>53 784 729</b>
<b>Totalt</b>				<b>262 567 159</b>

## Åtgärder

## Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg

## Bedömning av kostnader för alternativet täckning

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				41 866 667
Projektledning				10 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering motsvarande nollalternativet)				1 866 667
<i>Entreprenadkostnader</i>				589 680 000
Etablering		6	900 000	5 400 000
Utläggning av armerande geotextil	m <sup>2</sup>	1 200 000	100	120 000 000
Täckningsmaterial 0-4 mm	ton	408 000	100	40 800 000
Täckningsmaterial 0-32	ton	408 000	100	40 800 000
Utläggning av massor	m <sup>2</sup>	1 200 000	300	360 000 000
Övriga entreprenadkostnader				22 680 000
<i>Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)</i>				176 904 000
<b><i>Kalkylerad kostnad</i></b>				<b>631 546 667</b>
<b><i>Reserv</i></b>				<b>176 904 000</b>
<b>Totalt</b>				<b>808 450 667</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>43 460 800</i>
Projektledning				10 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>145 976 169</i>
Etablering och avetablering	st	7	900 000	6 300 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	70	28 700 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	49	20 261 680
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	7	250 000	1 750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	85	10 455 000
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	150	18 450 000
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				43 792 851
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>189 436 969</b>
<b>Reserv</b>				<b>43 792 851</b>
<b>Totalt</b>				<b>233 229 819</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av fibersediment

Deponering av övriga muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				43 460 800
Projektledning				10 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				176 871 969
Etablering och avetablering	st	7	900 000	6 300 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	70	28 700 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	49	20 261 680
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	7	250 000	1 750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	85	10 455 000
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	150	18 450 000
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Lastning och transport fibersediment	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter fibersediment	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				53 061 591
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>220 332 769</b>
<b>Reserv</b>				<b>53 061 591</b>
<b>Totalt</b>				<b>273 394 359</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				45 575 268
Projektledning				10 000 000
Projektering				6 500 000
Tillstånd				5 614 468
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				467 857 039
Etablering och avetablering	st	7	900 000	6 300 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	0	370	0
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	70	28 700 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	49	20 261 680
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	7	250 000	1 750 000
Lastning och transport	ton	256 372	453	116 221 891
Mottagningsavgifter	ton	256 372	1 100	282 009 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				140 357 112
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>513 432 307</b>
<b>Reserv</b>				<b>140 357 112</b>
<b>Totalt</b>				<b>653 789 419</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

*Deponering av muddermassor på intern deponi*

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>50 460 800</i>
Projektledning				12 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				13 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				11 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>201 543 486</i>
Etablering och avetablering	st	10	200 000	2 000 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	250	102 500 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	45	18 400 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	10	100 000	1 000 000
Transport och uppläggning av muddermassor	m <sup>3</sup>	242 165	85	20 583 997
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				60 463 046
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>252 004 286</b>
<b>Reserv</b>				<b>60 463 046</b>
<b>Totalt</b>				<b>312 467 332</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av fibersediment

Deponering av övriga muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				50 460 800
Projektledning				12 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				13 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				11 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				230 748 636
Etablering och avetablering	st	10	200 000	2 000 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	250	102 500 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	45	18 400 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	10	100 000	1 000 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	222 275	85	18 893 347
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Lastning och transport fibersediment	m <sup>3</sup>	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter fibersediment	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				69 224 591
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>281 209 436</b>
<b>Reserv</b>				<b>69 224 591</b>
<b>Totalt</b>				<b>350 434 027</b>



Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>49 960 800</i>
Projektledning				12 000 000
Projektering				6 500 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				13 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				11 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>525 304 788</i>
Etablering och avetablering	st	10	200 000	2 000 000
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	250	102 500 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	45	18 400 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	såsonger	10	100 000	1 000 000
Lastning och transport	m <sup>3</sup>	242 165	453	109 781 319
Mottagningsavgifter	ton	256 372	1 100	282 009 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av övriga entreprenadkostnader)				72 988 736
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>575 265 588</b>
<b>Reserv</b>				<b>72 988 736</b>
<b>Totalt</b>				<b>648 254 324</b>

# Luleå kommun

## Huvudstudie Karlshäll

### 2007:04 Åtgärdsutredning



**Veronica Östman och Pär Elander**  
**Envipro Miljöteknik**  
**Hifab AB**

**2008-06-27**

---

## FÖRORD

Luleå kommun har tillsammans med Länsstyrelsen i Norrbotten och SGU genomfört en huvudstudie av de områden som förorenats med kvicksilverutsläpp från verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll vid Notviken i Luleå. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Huvudstudien har genomförts under perioden 2006-2008 med syfte att undersöka förekomst, metylering, spridning och spridningsvägar för kvicksilver, utreda nuvarande och tänkbara framtida risker för hälsa och miljö samt utreda vilka åtgärder som kan vidtas för att minska miljöbelastningen från de områden som förorenats av verksamheten.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Roland Eriksson, Tekniska förvaltningen, Mats-Åke Bygdemark, Miljökontoret, samt Gunilla Selin och Ewa Andersson-Hjälte, Samhällsbyggnadskontoret. Michael Öhman och Jeanette Lestander från Tekniska förvaltningen har fungerat som projektchef respektive projektledare. I arbetsgruppen har även Sofia Linder och sedermera Sven Flodström från Miljökontoret samt Lisbeth Almqvist vid Tekniska förvaltningen deltagit. Även Mats Aunes och Karin Forsgren från Länsstyrelsen samt Henning Holmström från SGU har ingått i gruppen och fungerat som projektstöd. Envipro Miljöteknik har handlat upp som generalkonsulter för genomförandet med Pär Elander och Henrik Eriksson som uppdragsledare respektive biträdande uppdragsledare. För genomförande av vissa utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlat upp.

I huvudstudien för Karlshäll ingår följande delrapporter:

- Karlshäll 2007:01 – Riskvärdering
- Karlshäll 2007:02 – Ansvarsutredning
- Karlshäll 2007:03 – Sammanfattande huvudstudierapport
- Karlshäll 2007:04 – Åtgärdsutredning
- Karlshäll 2007:05 – Riskbedömning
- Karlshäll 2007:06 – Referensundersökning
- Karlshäll 2007:07 – Biologiska undersökningar
- Karlshäll 2007:08 – Sedimentkartering
- Karlshäll 2007:09 – Vattenmodellering

## Sammanfattning

Luleå Kommun har under 2006-2008 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassafabrik i Karlshäll. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Norrbotten.

Som en följd av tidigare utsläpp från fabriken i Karlshäll har sediment i Notviken förorenats med kvicksilver. Fenylikvicksilver användes i processen för impregnering av massa, slembekämpning i rör m.m. En viss mängd kvicksilver följde med fabriken utsläpp av restfiber med avloppsvattnet och återfinns upplagrat i en fiberbank och i omgivande sediment i Notviken. Huvudstudien har utförts med syfte att utreda såväl riskerna med kvicksilverförekomsten som möjligheterna att minska dessa risker. Syftet med föreliggande åtgärdsutredning har varit att utreda dels hur långt riskerna kan begränsas med olika insatser (omfattning av åtgärderna), dels vilka åtgärdsmetoder som kan användas.

De genomförda utredningarna visar att de förorenade sedimenten i Notviken utanför Karlshäll innehåller 160-170 kg kvicksilver varav 90-100 kg återfinns i ett begränsat område med fibersediment. Mängden kvicksilver är relativt stor och får anses utgöra en potentiellt betydande föroreningskälla. Den nuvarande spridningen från området är dock begränsad till i storleksordningen 150 g/år från ett mindre källområde till den övriga delen av Notviken, där viss ackumulation sker. Spridningen vidare ut till Luleälven uppskattas vara i storleksordningen 50 g/år. Spridningen sker till helt dominerande del som resuspension och transport av förorenade partiklar. Resuspensionen medför att föroreningarna i princip inte överlagras med ”rena” sediment som tillförs viken, utan kan förväntas pågå under mycket lång tid.

Biologiska undersökningar visar att kvicksilverhalterna är förhöjda i snäckor och fisk i förhållande till referenslokalerna. Det finns således en viss risk för lokala effekter i på miljön Notviken. Halterna i fisk är dock inte så höga att konsumtion av fisk från Notviken bedöms innebära någon risk för människors hälsa. Inte heller har studier av pågående metylering indikerat risker för att kvicksilver görs tillgängligt för upptag och ackumulation biota i särskilt stor omfattning om man jämför med andra förorenade objekt.

Transporten av kvicksilver från det förorenade området till Luleälven är liten i förhållande till den naturliga bakgrundstransporten i denna och någon risk för effekter utanför Notviken bedöms inte finnas. Den pågående landhöjningen kan dock komma att leda till en ökad spridning i framtiden, genom ökad erosion.

Undersökningar av de tekniska förutsättningarna för efterbehandling visar att sedimenten är mycket lösa med en skjuvhållfasthet på 1-2 kPa, både i området med fibersediment och inom övriga områden med förorenade sediment. I övrigt skiljer sig egenskaperna mellan fibersediment och övriga sediment åt såtillvida att fibersedimenten har en genomgående hög organisk halt (80-100 % mätt som glödningsförlust), låg densitet (ca 1,0 t/m<sup>3</sup> i vattenmättat tillstånd) och låg TS-halt (5-15 %) medan sedimenten utanför fiberområdet kan betecknas som huvudsakligen minerogena med glödningsförluster i intervallet 3-20 %, densitet mellan 1,3-1,6 t/m<sup>3</sup> och TS-halt 30-50 %. Försök med mekanisk avvattning visade att fibersediment kan avvattas genom pressning till TS-halter kring 40 % och de minerogena sedimenten i centrifuger till TS-halter kring 55 %. Ödometerförsök typ CRS visar att (de avvattnade) sedimenten vid belastning kommer att deformeras avsevärt samtidigt som den hydrauliska konduktiviteten (vattengenomträngligheten) minskar. Detta innebär att en eventuell deponi med muddrade och avvattnade sediment kommer att uppvisa betydande sättningar men också att de deponerade muddermassorna får en hög egen täthet.

Utredningen av lämpliga åtgärdsmetoder visar att de metoder som i praktiken kan komma ifråga är täckning av förorenade sediment med jord eller krossmaterial eller muddring med efterföljande omhändertagande av förorenade sediment.

Den låga skjuvhållfastheten hos sedimenten innebär att risken för skjuvbrott med upptryckning av förorenade sediment i samband med täckning är stor. För att en täckning ska kunna läggas ut och fungera på avsett sätt bedöms att en armering av en vävd geotextil först behöver läggas ut. Denna måste vara kontinuerligt hopsydd och förankras innan jordtäckningen läggs ut på ett sådant sätt att glidning och skjuvbrott i de underlagrande sedimenten förhindras. Därefter kan täckning med jord- eller krossmaterial läggas ut, först ett finkornigt lager och däröver ett grovkornigare lager som erosionskydd. En lämplig konstruktion bedöms vara exempelvis 0,2 m stenmjöl i fraktionen 0-4 mm underst och däröver 0,3 m erosionskydd i fraktionen 0-32 mm.

För en muddringsåtgärd innebär sedimentens karaktär att muddring bör utföras med utrustning som är anpassad för muddring av lösa och spridningsbenägna förorenade sediment. De metoder som bedöms som lämpliga är antingen sugmuddring med liggande avskärnad skruv eller frysmuddring. Den aktuella sugmuddringstekniken har använts vid muddring av liknande förorenade sediment bland annat vid efterbehandlingen av Örserumsviken i Västerviks kommun och Svartsjöarna i Hultsfreds kommun. Metoden har visat sig fungera mycket bra både med hänsyn till kravet på begränsning av grumling och spridning av partiklar och med hänsyn till möjligheterna att upprätthålla en god avverkningskontroll. Frysmuddring har hittills endast använts i begränsad omfattning vid sanering av förorenade sediment, men tekniken som innebär att sedimenten fryses och lyfts i block bedöms ha förutsättningar för att fungera även i stor skala.

Vid sugmuddring blandas de muddrade sedimenten med vatten och pumpas i slutna ledningar till land. Detta innebär att muddermassorna måste avvattas innan de kan omhändertas slutligt. Detta ställer krav på anläggningar för avvattning och vattenrening av returvattnet, som efter avskiljning av partiklar och eventuella lösta föroreningar pumpas tillbaka till Luleälven. Vid frysmuddring sker en avvattning av sedimenten när de frysa muddermassorna tinar. Volymen returvattnet som behöver omhändertas blir dock betydligt mindre än vid sugmuddring. Utgående från utförda undersökningar bedöms en effektiv partikelavskiljning som tillräcklig för rening av returvattnet i båda fallen.

Efter avvattning måste muddermassorna omhändertas som avfall. Utgående från sammansättningen klassificeras dessa som icke-farligt avfall. Den höga organiska halten i fibersedimenten innebär att dessa i normalfallet inte kan deponeras utan dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. Även delar av de minerogena sedimenten utanför området med fibersediment har så högt organiskt innehåll att de inte kan deponeras utan dispens. De behandlingsmetoder som kan komma ifråga för sediment med högt organiskt innehåll är främst förbränning av fibersediment som huvudsakligen består av träfiber, medan kvicksilver drivs av och avskiljs från rökgaserna. Även det organiska innehållet i de minerogena sedimenten kan förbrännas, alternativt kan kvicksilver avdrivas vid lägre temperatur och avskiljas från rökgaserna utan att det organiska innehållet förbränns (termisk avdrivning).

Som underlag för en riskvärdering har konsekvenserna av åtgärder med olika omfattning studerats. Den lägsta ambitionsnivån omfattar därvid endast administrativa åtgärder för att säkerställa att mänskliga ingrepp inte ökar riskerna i framtiden. Kostnaderna blir små men riskreduktionen i förhållande till nollalternativet (dagssituationen) uteblir i princip. Dock bör alternativet innebära en viss minskning av framtida risker eftersom det säkerställer att kunskaperna om området beaktas i samhällsplaneringen.

Nästa ambitionsnivå, åtgärdsalternativ 2, omfattar efterbehandling av området med fibersediment, vilket i princip omfattar samtliga sediment med kvicksilverhalter som är högre än 5 mg/kg TS och en total kvicksilvermängd om ca 75 kg. Dessa sediment bedöms utgöra den primära källan för spridning av kvicksilver. Åtgärden bedöms därmed medföra att den nuvarande spridningen kommer att minska be-

tydligt, men inte elimineras eftersom även sekundärt förorenade sediment utanför det primära källområdet sannolikt bidrar till spridningen. Halterna i biota (exempelvis fisk) bedöms inte komma att minska i nämnvärd omfattning då upptaget främst bedöms ske i det sekundärt förorenade området.

Alternativ 3 omfattar efterbehandling av samtliga sediment med kvicksilverhalter över 1 mg/kg TS och en total kvicksilvermängd om ca 110 kg. Alternativet bedöms omfatta även de huvudsakliga delar av de sekundärt förorenade sedimenten som bidrar idag till spridning, men också till upptaget i biota. Därmed bedöms alternativet innebära att spridningen minskar till en obetydlig nivå samtidigt som halterna i biota minskar. De konstaterade effekterna kommer dock inte att helt elimineras. Framför allt bedöms ett visst upptag i biota komma att kvarstå eftersom sedimenten inom stora områden fortfarande kommer att ha kvicksilverhalter som är betydligt högre än de lokala bakgrundsnivåerna.

Det mest ambitiösa alternativ som studerats omfattar efterbehandling av samtliga sediment med halter som är högre än 0,3 mg/kg TS och en total kvicksilvermängd om ca 170 kg, dvs. ”samtliga förorenade sediment” i bemärkelsen att denna halt utgör gränsen mellan låga halter och måttligt höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. De lokala bakgrundhalterna är visserligen betydligt lägre, men åtgärder med högre ambitionsnivåer bedöms inte som vare sig motiverade ur risksynpunkt eller realistiska att genomföra. Åtgärden bedöms medföra att den pågående spridningen helt elimineras och att konstaterade effekter (upptag i biota) upphör på längre sikt.

De mätbara åtgärds målen för respektive åtgärdsalternativ föreslås utgöras av de ovanstående haltgränserna för innehållet i sediment som är exponerade för vattenmassan. Trots omfattande undersökningar av spridning är det inte möjligt att kvantifiera reduktionen vare sig av spridning eller upptag i biota för de olika åtgärdsalternativen.

För vart och ett av åtgärdsalternativen har omfattningen av efterbehandlingen och kostnader uppskattats beroende på vilken åtgärds metod eller kombination av metoder som används. Uppskattningarna sammanfattas i nedanstående tabell (se sidan 6).

Av tabellen framgår att täckning på plats bedöms som den mest kostnadskrävande metoden. Den främsta orsaken till detta är att föroreningen är spridd över stora ytor med förhållandevis liten mäktighet, vilket påverkar kostnadseffektiviteten.

Vidare framgår att de minst kostnadskrävande alternativen genomgående är muddring med omhändertagande av muddermassor i en projektintern deponi (metodalternativ b). Ett externt omhändertagande av samtliga muddermassor genom termisk behandling bedöms öka kostnaderna avsevärt, men även ett externt omhändertagande genom behandling av enbart fibersediment innebär en stor fördyring i förhållande till deponeringsalternativet.

De fördelar som kan nås med en behandling är främst att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre deponeringsbehov och att avfallet sannolikt kommer att deponeras i en större deponi med liknande farligt avfall. Framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska. Genomförda undersökningar visar dock att kvicksilver är bundet i matrisen på ett sådant sätt att utlakningen vid deponering av de förorenade sedimenten efter avvattning kommer att bli liten. Alternativet med enbart deponering innebär förutom behovet av deponeringsutrymme och ett utökat behov av framtida tillsyn och kontroll också ett behov av dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. För- och nackdelar med de olika behandlingsalternativen får ställas mot varandra i en riskvärdering.

	Alternativ			
	1	2	3	4
	<b>Konsekvenser</b>			
Övergripande åtgärds mål:	<i>Riskerna ska inte kunna öka till följd av mänsklig aktivitet</i>	<i>Spridningen av kvicksilver ska minska</i>	<i>Spridningen av kvicksilver och halter i biota ska minska</i>	<i>Spridningen av kvicksilver och upptag i biota ska på sikt upphöra</i>
Mätbart åtgärds mål:	-	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 5 mg/kg TS</i>	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 1 mg/kg TS</i>	<i>Halter i sediment ska vara lägre än 0,3 mg/kg TS</i>
Yta: Omfattning Volym: Kvicksilvermängd:	<i>Administrativa åtgärder</i>	<i>105 000 m<sup>2</sup> 65 000 m<sup>3</sup> 75 kg Hg</i>	<i>275 000 m<sup>2</sup> 152 000 m<sup>3</sup> 110 kg Hg</i>	<i>1 120 000 m<sup>2</sup> 410 000 m<sup>3</sup> 160 kg Hg</i>
	<b>Kostnader</b>			
a) Täckning	-	<i>110 Mkr</i>	<i>230 Mkr</i>	<i>800 Mkr</i>
b) Muddring med lokal deponering	-	<i>75 Mkr</i>	<i>125 Mkr</i>	<i>230 Mkr</i>
c) Muddring med externt omhändertagande av enbart fibersediment	-	<i>92 Mkr</i>	<i>165 Mkr</i>	<i>280 Mkr</i>
d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment	-	-	<i>230 Mkr</i>	<i>650 Mkr</i>

## INNEHÅLL

<b>1</b>	<b>BAKGRUND</b> .....	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>SYFTE</b> .....	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>10</b>
<b>4</b>	<b>UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR</b> .....	<b>11</b>
	4.1.1 Tidigare undersökningar.....	11
	4.1.2 Referensundersökningen .....	11
	4.1.3 Biologiska undersökningar .....	12
	4.1.4 Sedimentkartering .....	12
	4.1.5 Undersökningar av vattenomsättning och kvicksilverspridning.....	12
<b>5</b>	<b>BEHOV AV ÅTGÄRDER</b> .....	<b>13</b>
	5.1 KONSTATERADE RISKER .....	13
	5.2 SAMMANFATTANDE BEDÖMNING AV ÅTGÄRDSBEHOVET .....	16
<b>6</b>	<b>FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR EFTERBEHANDLING</b> .....	<b>17</b>
	6.1 FÖRORENADE YTOR OCH MÄNGDER .....	17
	6.2 MARKANVÄNDNING .....	17
	6.2.1 Nuvarande markanvändning.....	17
	6.2.2 Framtida markanvändning.....	18
	6.3 TEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ÅTGÄRDER .....	18
	6.4 KLASSIFICERING FÖR OMHÄNDERTAGANDE .....	20
<b>7</b>	<b>ÅTGÄRDSMETODER</b> .....	<b>20</b>
	7.1 SKYDDSBARRIÄRER.....	20
	7.2 EFTERBEHANDLING PÅ PLATS (TRANSPORTBARRIÄRER) .....	22
	7.2.1 Behandling in situ .....	22
	7.2.2 Övertäckning med jord.....	22
	7.2.3 Övertäckning med artificiella sediment.....	24
	7.2.4 Övertäckning med geosynteter .....	25
	7.3 MUDDRING AV FÖRORENADE SEDIMENT (KÄLLBARRIÄRER) .....	25
	7.3.1 Sugmuddring .....	26
	7.3.2 Grävuddring .....	27
	7.3.3 Frysmuddring.....	28
	7.3.4 Övriga muddringsmetoder .....	29
	7.4 BEHANDLING AV MUDDRADE SEDIMENT .....	30
	7.4.1 Avvattnings och rening av returvattnet.....	30
	7.4.2 Termisk behandling .....	32
	7.4.3 Kemisk och biologisk behandling.....	33
	7.4.4 Stabilisering/solidifiering.....	34
	7.5 SLUTLIGT OMHÄNDERTAGANDE AV SEDIMENT.....	36
	7.5.1 Allmänt.....	36
	7.5.2 Traditionell deponering.....	36
	7.5.3 Invallad deponi.....	39
	7.6 SAMMANFATTANDE BEDÖMNING AV ÅTGÄRDSMETODER FÖR NOTVIKENS SEDIMENT .....	40
<b>8</b>	<b>FÖRSLAG TILL AMBITIONSIVÅER OCH MÅL FÖR ÅTGÄRDER</b> .....	<b>41</b>



<b>9</b>	<b>OMFATTNING OCH EFFEKTER AV ÅTGÄRDER FÖR RESPEKTIVE ÅTGÄRDSMÅL .....</b>	<b>43</b>
9.1	ADMINISTRATIVA STYRMEDEL .....	43
9.2	NIVÅ 2 - ÅTGÄRDER OMFATTANDE FIBERSEDIMENT .....	43
9.3	NIVÅ 3 - ÅTGÄRDER OMFATTANDE OMRÅDET MED HÖGA KVICKSILVERHALTER (>1 MG/KG TS).....	44
9.4	NIVÅ 4 - ÅTGÄRDER OMFATTANDE HELA DET FÖRORENADE OMRÅDET (>0,3 MG/KG TS).....	45
<b>10</b>	<b>KOSTNADER FÖR ÅTGÄRDER BEROENDE PÅ TEKNIKVAL OCH OMFATTNING .....</b>	<b>45</b>
<b>11</b>	<b>REFERENSER.....</b>	<b>48</b>

**Bilagor:**

1. Sammanställning av resultat från CRS-försök på avvattnade sediment
2. Avgränsning av åtgärderna beroende på val av alternativ avseende omfattning
3. Kostnadsuppskattningar för olika åtgärdsalternativ

## 1 Bakgrund

Mellan år 1911 och år 1962 bedrevs verksamhet vid en träslipmassefabrik i Karlshäll, vid Notviken i Luleå. Under den senare delen av verksamhetstiden användes kvicksilver för impregnering av massa och slembekämpning i rör m.m. Med utsläppen av orenat avloppsvatten innehållande fiberrester har sedimenten i Notviken, som är en vik i Luleälven utanför Karlshäll, förorenats med kvicksilver.

Luleå kommun genomförde 2004-2005 en förstudie av såväl den f.d. industrimarken och byggnaderna som sediment i anslutning till Karlshäll. Förstudien visade att riskerna kopplade till föroreningar i mark och byggnader var små men att sedimenten sannolikt dels utgjorde en risk för miljön i området, dels en stor potentiell källa för spridning av kvicksilver till Luleälven och Bottenviken. Som en följd av detta har kommunen under 2006-2008 genomfört en huvudstudie av de förorenade sedimenten. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual.

## 2 Syfte

Huvudstudiens syfte har varit att kvantifiera förekomst, metylering och spridning av kvicksilver, klarlägga spridningsmekanismer och spridningsvägar, utreda nuvarande och tänkbara framtida risker för hälsa och miljö samt utreda möjligheterna att minska miljöbelastningen från de områden som förorenats från verksamheten.

Åtgärdsutredningens inriktning och syfte styrs av riskbedömningens resultat. Denna visar att de risker som är förknippade med förekomsten kvicksilver i Notvikens sediment främst är kopplade till en lokal spridning av förorenade partiklar i Notviken. Den lokala spridningen sker genom att partiklar virvlas upp och transporteras längre ut i viken innan de återsedimenterar, vilket medför att det förorenade området i Notviken successivt ökar i utsträckning och att kvicksilver även återfinns i biologiska organismer som snäckor och fisk i halter som är förhöjda relativt de lokala bakgrundshalterna. Riskbedömningen visar också att den nuvarande spridningen kommer att pågå under lång tid eftersom ingen över-sedimentering av fibersedimenten med rena sediment sker p.g.a. att resuspensionen (uppvirvlingen av partiklar) i detta område är omfattande.

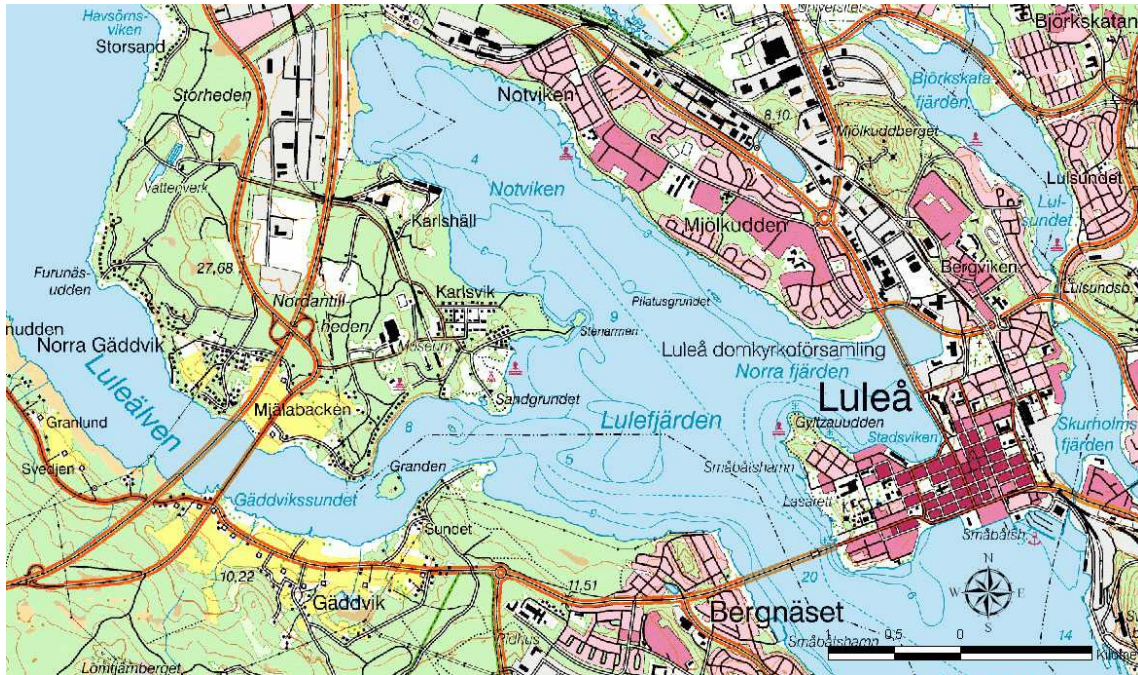
Mot bakgrund av riskbedömningens resultat blir syftet med åtgärdsutredningen att föreslå åtgärder som kan genomföras för att minska spridningen av kvicksilver samt reducera riskerna för ekotoxikologiska effekter i sedimentmiljön. En annan målsättning med åtgärder kan vara att undandra en mängd kvicksilver från miljön för en säkrare slutförvaring, i linje med det nationella miljömålet ”giftfri miljö”.

I föreliggande rapport redovisas dels olika åtgärdsmetoder och hur de kan användas för efterbehandling av Notviken, dels lämnas förslag på några åtgärdsalternativ och till dessa kopplade åtgärds mål.

För de olika metoderna redovisas först funktion, begränsningar, fördelar och nackdelar samt kostnader i generella termer och därefter en bedömning av metodens relevans och användbarhet utgående från förhållandena i Notviken. Därefter redovisas några möjliga avgränsningar av åtgärder (åtgärdsalternativ) kopplade till mätbara åtgärds mål med olika ambitionsnivåer, samt beräknade kostnader för att uppnå dessa. Avsikten är att dessa åtgärdsalternativ med tillhörande mål och kostnader sedan ska kunna ställas mot varandra i riskvärderingen inför beslut om åtgärder och slutligt fastställande av övergripande och mätbara åtgärds mål.

### 3 Områdesbeskrivning

Karlshälls före detta industriområde är beläget vid Notvikens södra strand, fågelvägen ca 4,5 km nordväst om Luleå stads centrum, se karta i figur 1.



Figur 1. Översiktskarta (©Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din karta och Sverigebilden)

I området har tillverkning av träslipmassa bedrivits mellan åren 1911 och 1962, med ett uppehåll under andra världskriget då verksamheten låg nere. Två stora träbyggnader, de s.k. Tyskmagasinen, som under andra världskriget användes som förråd av tyskarna, är idag de enda byggnader som fortfarande finns kvar på området. Magasinen är byggnadsminnesförklarade av Länsstyrelsen i Norrbottens län. Det ena magasinet står idag tomt medan det andra används av föreningen Malmbanans vänner som garage för tågagnar. Övriga synliga spår av verksamheten utgörs av den barktipp som är placerad i södra delen av industriområdet. Utanför industriområdet, i Notviken, finns stockar, barkrester och träfibrier kvar efter att viken använts dels som transportväg (flottning) och upplag för timmer och dels som recipient för träfiberrikt processvatten.

Notviken är en vik i Luleälven som ligger strax uppströms älvens utlopp i havet. Vattendjupet i viken är som mest cirka 9 m. Längs Notvikens norra sida finns idag ett antal större bostadsområden samt ett mindre industriområde. Den strandnära marken nyttjas i friluftssyfte med ett flertal mindre bad- och grillplatser samt en mindre gång- och cykelbana. Det finns även ett antal båtbroggor.

På södra sidan om Notviken finns förutom det före detta fabriksområdet i Karlshäll ett bostadsområde i Karlsvik och resterna av ett järnbruk där intill. Kring det före detta industriområdet Karlshäll finns naturmark samt naturområden och biotoper som är skyddsvärda enligt Skogsstyrelsen, Länsstyrelsen och kommunen. Området är ett populärt friluftsområde. I viken förekommer sportfiske.

## 4 Utförda undersökningar

### 4.1.1 Tidigare undersökningar

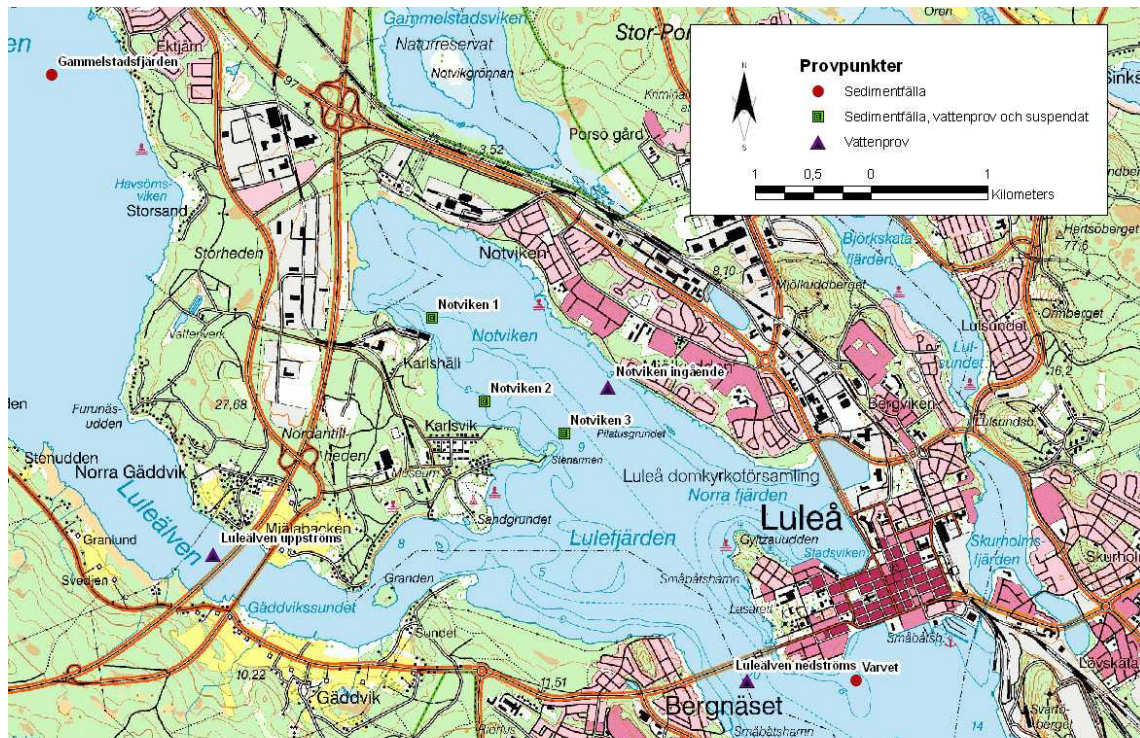
Innan huvudstudien genomfördes hade ett flertal undersökningar av olika omfattning genomförts i Notviken, som i olika grad varit kopplade till föroreningsproblematiken. Bland dessa kan främst nämnas:

- Effekter av utsläpp av fenylkvicksilver till Notviken (Luleå kommun, 1989)
- Radarmätning över fiberbank i Notviken (SGAB, 1989)
- Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vatten i Notviken (Luleå kommun, 1990)
- Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll (J&W, 1994)
- Vattenkontroll i samband med spontningsarbeten (MRM Konsult AB 1995)
- Förorenad mark i Luleå (Luleå kommun, 1999).
- Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning (MRM Konsult AB 2001).
- Fördjupad förstudie (AB Bothniakonsult 2005).

### 4.1.2 Referensundersökningen

Syftet med referensundersökningen har varit att kartlägga spridningen av kvicksilver från det förorenade området. Inom ramen för referensundersökningen har provtagningar av ytvatten och suspendat i Notviken och Luleälven utförts med jämna intervall under 1 års tid. Provtagning av suspendat har skett både genom aktiv provtagning med filter och genom passiv provtagning med sedimentfällor. I sedimentfällorna fångas partiklar som sedermera skulle ha sedimenterat och bildat bottensediment. Aktiv suspendatprovtagning innefattar tre olika mätningar, suspendatbelastning, metaller i löst fas och metaller i suspendat. Efter uppsamling av vatten transporterades dunkarna till en lokal inomhus för filtning. Filtren och vattenprov lämnas till laboratorium för analys.

Provtagningspunkternas lägen framgår av kartan i Figur 2. Noggrannare beskrivningar av provtagningens genomförande återfinns projektrapport 2007:06 (Envipro Miljöteknik, 2008).



Figur 2 Provpunkternas placering samt beteckning.

#### 4.1.3 Biologiska undersökningar

Biologiska undersökningar har utförts av Pelagia. Undersökningar har utförts i Notviken och ett referensområde utanför Avan och Södra Sunderbyn genom att bottenlevande djur och snäckor har insamlats samt fisk fångats och sedan analyserats. En studie har även utförts på mundelsskadeförekomst hos fjärdermygglarver. En bestämning av trofigrad har genomförts för Notviken. Noggrannare beskrivningar av undersökningarna återfinns i projektrapport 2007:07 (Pelagia Miljökonsult AB, 2007).

#### 4.1.4 Sedimentkartering

Sedimentkartering har utförts av Miljömanagement Svenska AB. Provtagningen har omfattat Notviken genom kontinuerlig provtagning av sediment till 1 m djup under botten i cirka 110 provpunkter. Inom områden med fibersediment har provtagningen drivits till 2 m djup under botten. Sedimenten har undersökts avseende typ, fiberinnehåll, torrsustanshalt och innehåll av kvicksilver och organiskt material. I undersökningen har även ingått att ta fram tekniskt underlag för åtgärdsutredningen såsom densitet, hållfasthet, konflytgräns, avvattningssegenskaper, m.m. Utförligare beskrivningar av metodik och resultat återfinns i projektrapport 2007:8 (Miljömanagement Svenska AB, 2007).

#### 4.1.5 Undersökningar av vattenomsättning och kvicksilverspridning

Undersökningar av vattenomsättningen i Notviken har utförts av Ramböll, omfattande dels direktmätningar, dels beräkningar i en dynamisk modell. Mätningar av strömningshastighet i Notviken har utförts både under istäckta och isfria förhållanden. Dessa har använts för kalibrering av en datorbaserad dynamisk modell som använts för beräkning av vattenströmningen (hastighet och riktning) i viken vid olika förhållanden som påverkar vattenomsättningen (främst isförhållanden, vindriktning och vindstyrka samt vattenföring i älven). Till den beräknade vattenomsättningen har sedan kopplats uppmätta kvicksilverhalter i vattenpelaren i olika delområden varigenom transporten av kvicksilver kunnat be-

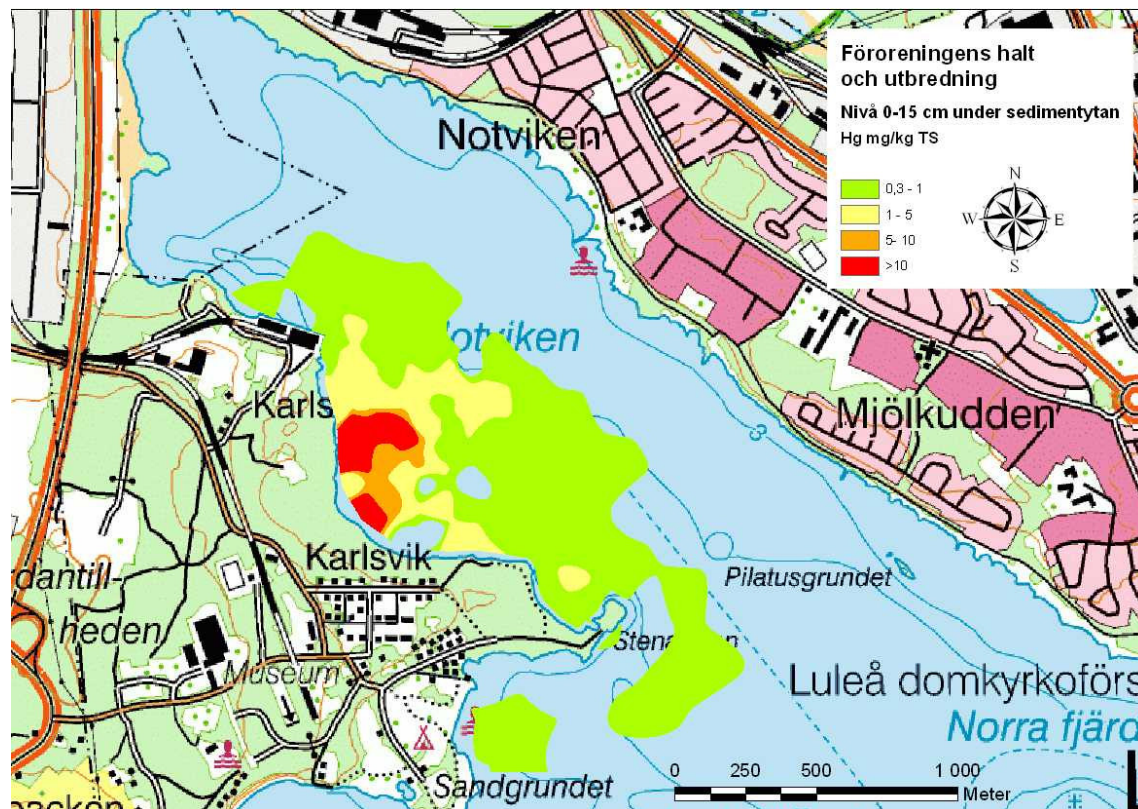
räknas. Beskrivningar av genomförandet av mätning och modellering samt en detaljerad redovisning av erhållna resultat finns i projektrapport 2007:09 (Ramböll 2008).

## 5 Behov av åtgärder

### 5.1 Konstaterade risker

Föroreningskällan i fallet Notviken utgörs av sediment. Genomförda undersökningar har visat att kvicksilver och metylkvicksilver är de föroreningar som förekommer. Det kan konstateras att de högsta kvicksilverhalterna återfinns i viken sydost om Karlshäll, se Figur 3 (röda och orangea området). Här förekommer fibersediment, dvs. i princip det material som släpptes ut då slipmassetillverkningen var igång i Karlshäll. I fiberområdet är sedimenten i vissa delar förorenade med kvicksilver ner till 1,5-2 m djup.

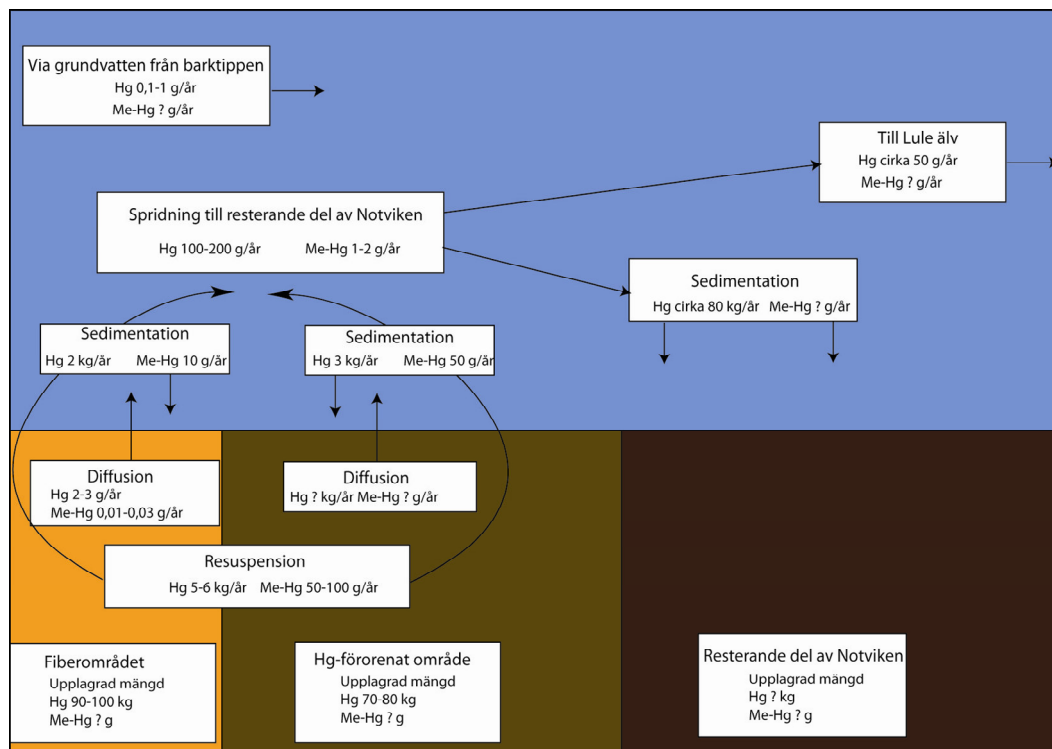
Utanför fiberområdet finns sediment som är förorenade med kvicksilver men saknar fibersediment (gula och gröna området i Figur 3). Kviksilverhalten är generellt lägre jämfört med fiberområdet och mäktigheten på föroreningen betydligt lägre (cirka 0,5 m) utanför det kvicksilverförorenade området (dvs. utanför det gröna området i Figur 3). I övriga delar av Notviken är kvicksilverhalten lägre än 0,3 mg/kg och anses därför som låg (enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning). Detta område benämns "resterande del av Notviken" och betraktas som recipient, dvs. mottagare av kvicksilver som sprids från det förorenade området. Det kan dock konstateras att halterna även i resterande del av Notviken är högre jämfört med Gammelstadsfjärden där en tidigare undersökning visat på kvicksilverhalter på 0,01-0,02 mg/kg TS.



Figur 3. De förorenade områdets utbredning i de översta 15 centimetrarna av sedimenten.

Inom fiberområdet, som är relativt begränsat till ytan, uppskattas att 90-100 kg kvicksilver finns upplagrat, se massbalans i Figur 4. Begränsningen av detta område utgörs huvudsakligen av de röda och orangea fälten (sediment med halter > 5 mg/kg) i Figur 3. Utanför området med fibersediment återfinns ett till ytan betydligt större område som är förorenat med kvicksilver i lägre koncentrationer (0,3-5 mg/kg). Den sammanlagda mängden inom detta område beräknas till 60-70 kg. Totalt uppgår kvicksilvermängderna inom de förorenade områdena således till 160-170 kg. Konsekvensen av de stora mängderna är att framförallt fiberområdet bedöms utgöra en betydande möjlig punktkälla för spridning av kvicksilver, som klassas som ett utfasningsämne.

Inom Notviken sker en internspridning av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Uppskattningsvis sprids cirka 0,1-0,2 kg kvicksilver/år och 1-2 g metylkviksilver/år (Figur 4). Dessutom cirkulerar (resuspenderas och återsedimenteras) förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna. Mängden kvicksilver som sprids ut från Notviken till Lule älv är i förhållande till den totala transporten försumbar (Figur 5). Bidraget från Notviken till transporten i Luleälven är sannolikt oproportionerligt stort vid en normering mot avrinningsområdets yta, men med en stor variation mellan enskilda år. Sammantaget bedöms att spridningen av kvicksilver är ett lokalt problem för Notviken. Konsekvensen av den interna spridningen i Notviken har blivit att kvicksilverhalterna i Notviken generellt är högre än uppströms områden i Lule älv.



Figur 4. Massbalans för kvicksilver och metylkviksilver i Notviken

Den spridning som sker idag bedöms också fortgå i framtiden. Detta på grund av att ingen överlagring med rena sediment sker eftersom sedimenten ständigt rörs om. Således kommer resuspension fortsätta att ske av sediment med höga kvicksilverhalter och spridningen bedöms därmed inte minska i framtiden. På lång sikt kan detta innebära att halterna ökar även i den del av Notviken som idag inte beteck-

nas som förorenad. Detta innebär att det kvicksilverförorenade området ökar i storlek, vilket kan medföra att upptaget i djur ökar.



Figur 5 Spridning av kvicksilver från det förorenade området till Notviken respektive Luleälven.

Det är också möjligt att den pågående landhöjningen i framtiden kan innebära en ökad spridning. Om fibersedimenten hamnar närmare vattenytan kommer sannolikt erosionen/resuspensionen att öka med ökad spridning som följd. Prognosen för detta bedöms i dagsläget som mycket osäker. Detta främst på grund av att dagens klimatforskning pekar på en generell höjning av havsvattenytan, vilket åtminstone delvis skulle motverka landhöjningen. Med dagens kunskap bedöms det inte som sannolikt att spridningen till Luleälven skulle kunna öka i en sådan omfattning att bidraget skulle utgöra annat än ett marginellt tillskott till transporten i älven.

För djur som lever i eller söker sin föda i Notviken bedöms risknivån lokalt i Notviken vara förhöjd i jämförelse med uppströms områden i Luleälven. Det område som bedöms som mest problematiskt är det sekundärt kvicksilverförorenade området utanför området med fibersediment. Fiberområdet i sig bedöms vara mindre problematiskt då förekomsten av djur där generellt är liten enligt genomförda undersökningar. Då spridningen bedöms fortgå även i framtiden kommer riskerna sannolikt inte att minska. Om landhöjningen kommer att ge en ökad spridning i framtiden kan det innebära att upptaget i biota ökar och att riskerna ökar lokalt i Notviken för högre stående djur, till exempel sjöfågel och däggdjur. Ett ökat upptag kan också bli en konsekvens av en framtida temperaturhöjning som på sikt torde stimulera produktionen av biomassa och skapa gynnsammare förutsättningar för metylering av kvicksilver.

För människor bedöms riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten som små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer och fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon



risk vid vistelse och bad i Notviken eftersom halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i ytvattnet är låga. Eftersom spridningen av kvicksilver bedöms fortgå i framtiden är det troligt att fisk i Notviken även i framtiden kommer att innehålla högre kvicksilverhalter än opåverkade områden i Luleälven. Det är dock svårt att spekulera i om upptaget kommer att öka (till exempel på grund av ökad spridning) eller framtida människors vanor vad gäller intag av egenfångad fisk.

Sammantaget bedöms problemet med de kvicksilverförorenade sedimenten idag vara:

- Den stora mängden kvicksilver som finns upplagrat. Framförallt fibersedimenten utgör en betydande möjlig punktkälla av kvicksilver, vilket klassas som ett utfasningsämne. Kviksilvervet bryts inte ned och kommer därmed att finnas kvar även i framtiden.
- Internspridningen av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Dessutom cirkulerar förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna. Eftersom ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. Det är högst osäkert vilken effekt landhöjningen kommer att få på spridningen. Om de förorenade sedimenten hamnar på mindre vattendjup kan spridningen av kvicksilver och upptaget i djur öka. En höjning av havsvattennivån kan fördröja alternativt motverka denna effekt. Samtidigt kan ökade temperaturer på mycket lång sikt öka metyleringen och upptaget i biota.
- Den förhöjda risknivån för akvatiska och semiakvatiska organismer lokalt i Notviken. Eftersom spridningen bedöms fortsätta bedöms även den förhöjda risknivån för djur kvarstå.

## 5.2 Sammanfattande bedömning av åtgärdsbehovet

Mot bakgrund av ovanstående bedöms från naturvetenskaplig synvinkel att följande åtgärdsbehov finns för de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken:

- **Mängden kvicksilver.** Mängden kvicksilver är förhållandevis stor inom ett begränsat område. Särskilt fibersedimenten utgör en stor punktkälla. Eftersom kvicksilver klassas som ett utfasningsämne av Kemikalieinspektionen (2006) finns ett åtgärdsbehov redan genom möjligheten att mer säkert deponera en relativt stor mängd kvicksilver.
- **Frigörelsen och spridningen.** Riskbedömningen har visat att det sker en intern spridning av kvicksilver i Notviken. Då ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. Då det på lång sikt kan innebära att större sedimentområden i Notviken blir förorenade finns ett åtgärdsbehov. Frigörelsen av sediment och spridningen av kvicksilver kan öka i framtiden på grund av landhöjningen. Prognosen och tidsperspektivet för detta bedöms dock som osäkert. En åtgärd skulle minska den interna spridningen i Notviken och minska osäkerheten om den framtida utvecklingen.
- **Upptaget i djur.** Det har konstaterats att risknivån för djur i Notviken är högre än i uppströms områden i Lule älv. Detta bedöms gälla både djur som lever i Notviken (snäckor och fiskar) samt djur som söker sin föda i Notviken (till exempel sjöfågel). Eftersom spridningen bedöms kvarstå i framtiden sker ingen naturlig återhämtning av det område som idag bedöms vara problematiskt och riskerna bedöms kvarstå i framtiden. Det är sannolikt främst det kvicksilverförorenade området utanför området med fibersediment som utgör en risk för djur eftersom förekomsten av djur inom själva fiberområdet är generellt liten. Fiberområdet utgör dock i sig en indirekt risk då detta sannolikt är den främsta källan för kvicksilverspridning och upphovet till det sekundärt förorenade området. En åtgärd för enbart fibersedimenten skulle på kort sikt sannolikt inte innebära ett minskat upptag i djur. Däremot förbättras förutsättningarna för en naturlig återhämtning på lång sikt i det kvicksilverförorenade området utanför fibersedimenten. På lång sikt bör detta således leda till ett minskat upptag i djur.

## 6 Förutsättningar för efterbehandling

### 6.1 Förorenade ytor och mängder

Fibersedimenten är som mest 180 cm mäktiga och uppskattas förekomma inom ett cirka 130 000 m<sup>2</sup> stort område. Sediment med kvicksilverhalter över 0,3 mg/kg (exklusive fibersediment) förekommer inom ett område med storleken cirka 1,1 km<sup>2</sup>. Sedimentvolymen med halter över 0,3 mg/kg har beräknats till cirka 365 000 m<sup>3</sup> varav 55 000 m<sup>3</sup> utgörs av fibersediment utan inblandning av annat material.

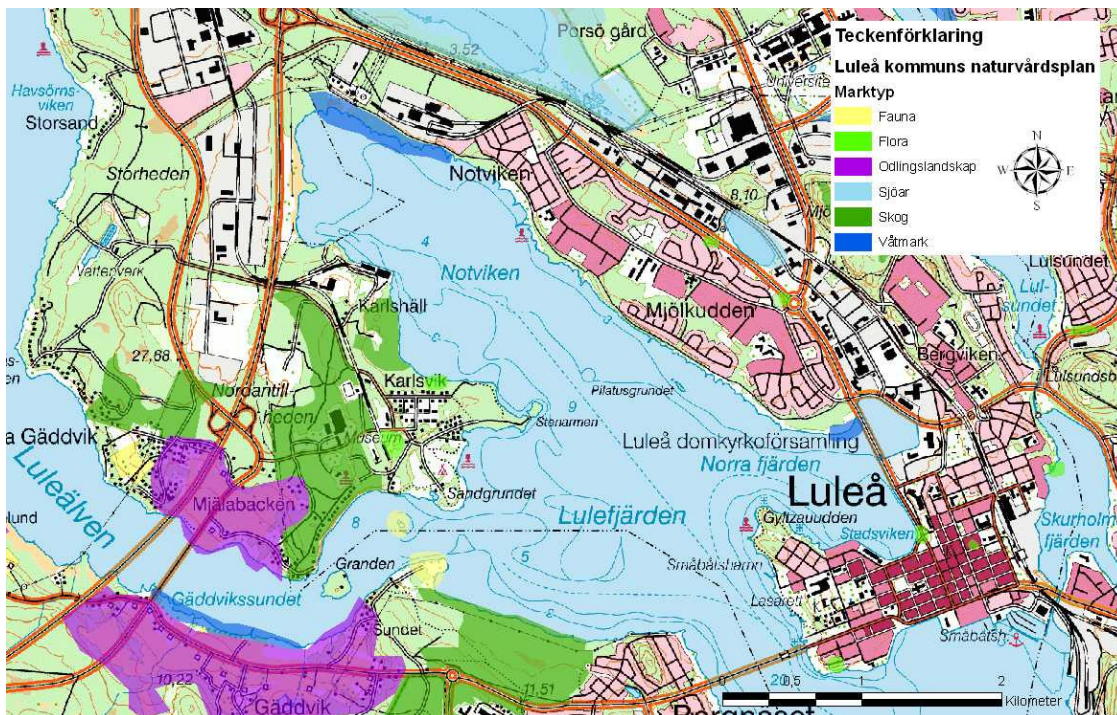
### 6.2 Markanvändning

#### 6.2.1 Nuvarande markanvändning

I den fördjupade översiktsplanen för Luleå tätort (Luleå kommun 1993) anges att Notviken ska betraktas som ekologiskt särskilt känslig. Notviken ingår i Luleälvens fiskevårdsområde samt i ett större område avsatt för friluftsliv, naturvård och ekologi. Vidare uppges det att Notviken, utanför Karlshäll, används för vattenskidåkning.

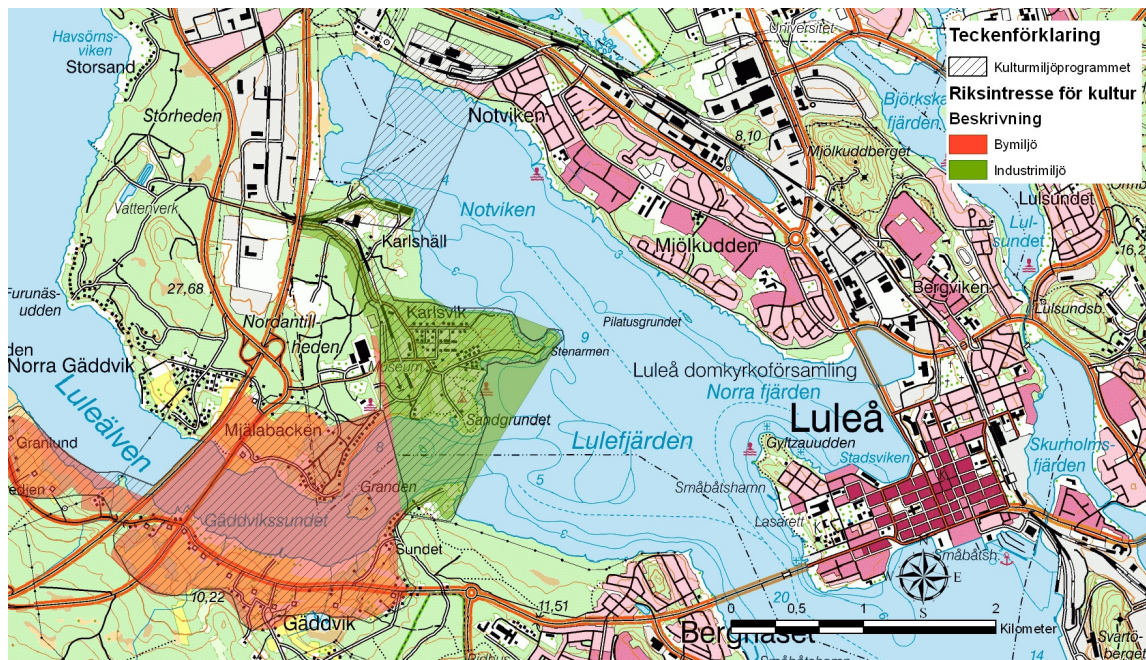
Landområdet vid Karlshäll anges vara arbetsområde och föreslås utvidgas och användas som detsamma även fortsättningsvis enligt den fördjupade översiktsplanen. Vidare säger den att de områden som omgärdar Karlshäll och Karlsvik är bevarandeområden för friluftsliv, naturvård och ekologiska funktioner.

Luleå kommun har upprättat en naturvårdsplan för bevarandet av vissa marktyper. Dessa återges i Figur 6.



Figur 6. Bevarandevärda naturtyper enligt kommunens naturvårdsplan.

På södra sidan om Notviken finns områden med kulturellt historiskt värde i form av det före detta industriområdet i Karlshäll och det före detta järnbruket i Karlsvik. I Figur 7 redovisas de områden som berörs av kulturmiljöprogrammet och sådana som utgör riksintresse för kultur. Kulturmiljöprogrammet visar områden som är regionalt och nationellt intressanta av Norrbottens synliga historia.



Figur 7. Översiktskarta med områden för "kulturmiljöprogrammet" och riksintresse för kultur markerat.

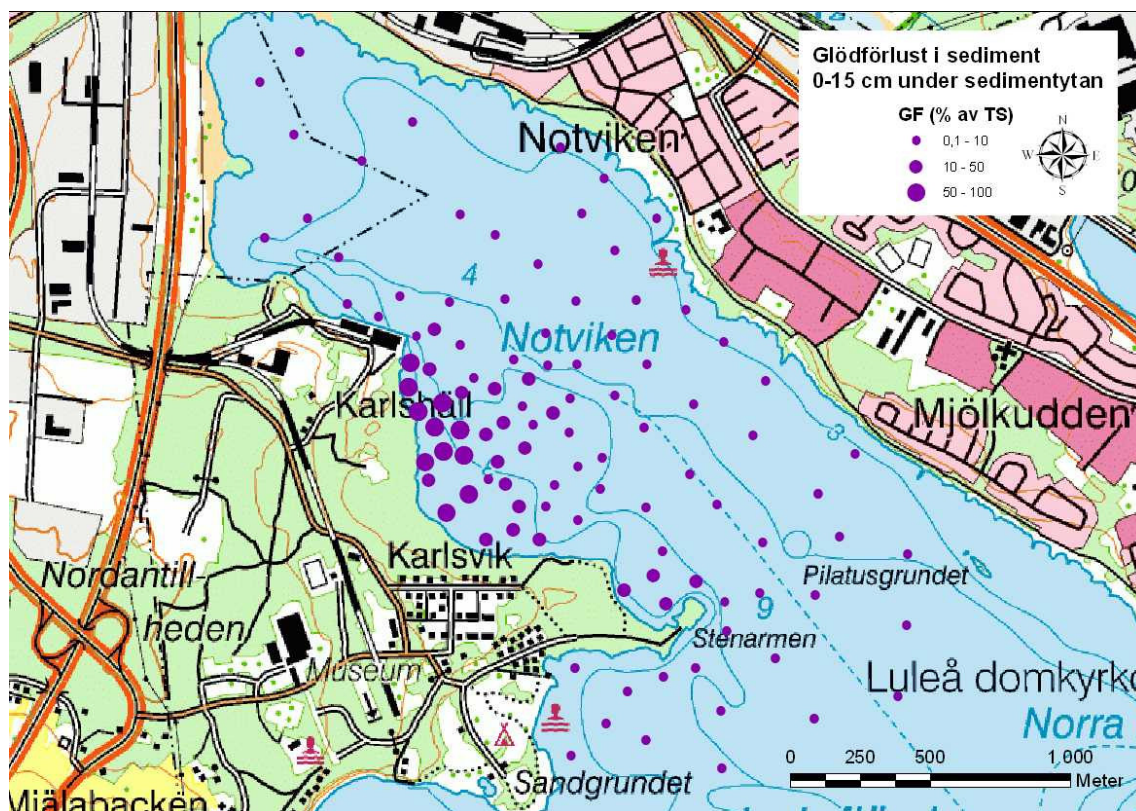
### 6.2.2 Framtida markanvändning

Arbete pågår med översyn av den nuvarande detaljplanen. Detta arbete kan komma att medföra att området mellan Karlshäll och Karlsvik, dvs. strandområdet innanför fibersedimenten där de högsta kvicksilverhalterna finns, klassas som ett framtida utbyggnadsområde för bostäder.

## 6.3 Tekniska förutsättningar för åtgärder

Sedimentens torrsubstanshalt (% TS) varierar från mycket låga värden till höga värden i det undersökta området. Höga värden återfinns där proven har stort innehåll av oorganiska sediment (upp till ca 70 % TS) och de riktigt låga värdena (< 10 % TS) återfinns i sediment med fiberförekomst i området intill det före detta industriområdet.

Höga TS-halter förekommer där den oorganiska andelen är stor i proven, vilket då framgår av provets glödförlusthalt. Den organiska andelen, glödförlusthalten (% GF), i sedimenten varierar från mycket höga värden i områden med fiberförekomst till mycket låga värden där proven har litet innehåll av organiska sediment. Höga GF-halter förekommer i fiberområdet mellan Karlshäll och Karlsvik, se figur 7.



Figur 8. Glödförlust i de översta 15 centimetrarna av sedimenten.

Densiteten har bestämts genom försök på prov tagna dels i fibersedimenten och i området utanför dessa. I fibersedimenten hade densiteten värdet  $1,02 \text{ ton/m}^3$  medan det i övriga sediment varierade mellan  $1,32 \text{ ton/m}^3$  och  $1,58 \text{ ton/m}^3$ .

Vid en geoteknisk jordartsklassificering benämns sedimenten i Notviken som fiberslam med trärester respektive sulfidhaltig lerig silt, s.k. svartmokka (naturliga geologiska sediment inom området). Fibersedimentens vattenkvot var 533 % medan vattenkvoten i sedimenten utanför fibersedimenten varierade mellan 90 % och 154 %. Konflytgränsen var för fibersedimenten 187 % och varierade mellan 51 % och 80 % inom området utanför fibersedimenten. Sammanfattningsvis konstaterades att fibersedimenten är mycket lösa och hållfastheten mycket låg. Variationerna inom området utanför fibersedimenten kan förmodligen delvis kopplas till inslaget av fiber och organiskt material, såtillvida att densiteten minskar, medan vattenkvoten (och därmed TS-halten) samt konflytgränsen ökar med ökande inslag av organiskt material.

Någon hållfasthetsbestämning har inte utförts *in situ*. I stället har försök att bestämma skjuvhållfastheten hos samlingsprover utförts på laboratorium. Fibersedimentens lösa karaktär innebar att stabila provkroppar inte kunde tillverkas utan tillsats av annat material som höjde torrsubstanshalten. Efter en sådan ”stabilisering” kunde tryckförsök genomföras varvid skjuvhållfastheten i fibersedimenten bestämdes till 1 kPa och för övriga sediment till 2 kPa. Provkropparnas TS-halt efter stabilisering var 29% respektive 52 %. Motsvarande värden för utförda konförsök var 2 kPa respektive 3 kPa.

Avvattningsförsök har utförts genom att sedimenten först blandats med vatten för att efterlikna sugmuddringsprocessen, för att sedan avvattnas. I detta fall har spädningen skett med tre delar vatten till en del sediment. Sediment utan fiber var svåravvattnade och avvattningsförsöket utfördes därför med

centrifug. Efter avvattning uppnåddes 55 % TS, motsvarande vattenkvoten 81 %. Avvattningen medförde således en lägre vattenkvot än den som uppmättes i de naturligt avsatta sedimenten på sjöbotten. Fibersediment avvattades med centrifug till 25 % TS motsvarande vattenkvoten 33 % och med pressning till 40 % TS, motsvarande vattenkvoten 150 %.

På avvattnade sediment har ödometerförsök typ CRS utförts. Dessa visar dels att sedimenten har hög kompressibilitet, vid effektivspänningen 50 kPa erhöles deformationen 20-25 %, men också att den hydrauliska konduktiviteten blir låg, mellan  $5 \cdot 10^{-10}$  och  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s vid samma deformation, se Bilaga 1. Detta innebär att stora sättningar men också en hög täthet kan förväntas hos en eventuell deponi med avvattnade muddermassor.

Vid sedimentkarteringen påträffades ett stort antal hinder som kan orsaka svårigheter vid genomförande av efterbehandlingsåtgärder, framför allt inom området med fibersediment. Främst utgörs dessa hinder av sjunktimmer, men även mindre stycken av trä etc. Vidare noterades att gas förekom i sedimenten.

#### **6.4 Klassificering för omhändertagande**

För det fall en efterbehandling av Notviken kommer att omfatta muddring betraktas de upptagna muddermassorna som avfall som ska hanteras i enlighet med förordningen (2001:512) om deponering av avfall samt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden vid mottagning av avfall vid anläggningar för mottagning av avfall (NFS 2004:10). För tillämpningen av dessa regler krävs att avfallet först klassificeras enligt avfallsförordningen. Enligt bedömningsgrunder för förorenade massor (Avfall Sverige, 2007) ska under normala förhållanden förorenade massor med kvicksilverhalter över 1000 mg/kg TS och/eller metylkvicksilverhalter över 500 mg/kg TS klassificeras som farligt avfall. Den högsta uppmätta halten av kvicksilver i Notvikens sediment är lägre än 30 mg/kg TS och den högsta analyserade halten av metylkvicksilver är 4,2 ng/g. Då dessa halter med god marginal ligger under dessa klassificeringsgränser kan sedimenten från Notviken klassificeras som icke-farligt avfall.

## **7 Åtgärdsmetoder**

Generellt finns flera olika alternativ för efterbehandling som leder till minskade miljö- och hälsorisker. Dessa syftar till att reducera riskerna genom att:

- hindra att skyddsobjekt exponeras för föroreningen (skyddsbarriärer),
- blockera spridningsvägarna (transportbarriärer) och/eller
- eliminera källan (källbarriärer).

Olika åtgärdsmetoder kan användas för att på olika sätt reducera de hälso- och miljörisker som de förorenade sedimenten medför. I detta kapitel följer en genomgång av hur olika åtgärdsmetoder fungerar och förutsättningarna för att tillämpa dessa i Notviken

### **7.1 Skyddsbarriärer**

Skyddsbarriärer kan i första hand användas för att påverka exponeringssituationen för människor och därigenom begränsa hälsoriskerna.

En typ av skyddsbarriär är planrestriktioner avseende markanvändning och exploateringsåtgärder. Restriktioner kan, beroende på riskbilden, omfatta utnyttjande av förorenade områden för nybyggnation, odling, utnyttjande av ytvatten och ytligt grundvatten för dricksvattenändamål. I Notviken kan restriktioner bli aktuella för alla verksamheter som kan medföra en ökad spridning eller en ökad exponering för de förorenade sedimenten. Exempel på sådana verksamheter är utbyggnader i eller intill vattenområdet, båttrafik m.m.

Den åtgärd som har den största rättsverkan i sådana fall är att Länsstyrelsen (enligt MB 10 kap, 10-14§§) förklarar området som miljöriskområde. Då beslutar länsstyrelsen om inskränkningar i markanvändningen eller om att vissa åtgärder som avses vidtas på fastigheten skall vara förenade med villkor eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten.

Restriktionerna kan avse grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära:

- att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka,
- att den miljömässiga situationen annars försämras, eller
- att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.

Länsstyrelsen får även besluta att sådana åtgärder inte får vidtas eller att fastighet inte får överlåtas förrän nödvändiga undersökningar har utförts. Det finns möjlighet att ändra beslutet om miljöriskområde, t ex om området har efterbehandlats och restriktionerna inte längre är nödvändiga.

För att restriktionerna skall ha någon verkan måste de vara allmänt kända och för detta krävs återkommande informationsinsatser som riktar sig till såväl boende i närområdet som tillfälliga besökare. Informationen kan t ex ges via utskick, allmänna möten, skyltning på platsen etc.

En kompletterande åtgärd för att reducera exponeringsrisken är att begränsa tillgängligheten eller förhindra tillträde genom inhägnad kompletterad med avspärning av vattenområdet som hindrar tillträdet till det förorenade området. Avspärningar begränsar tillgängligheten till området och reducerar därmed områdets värde som rekreationsområde och innebär därmed även en viss begränsning av områdets kulturmiljövärde även om inga förstörande ingrepp genomförs. Inhägnad och skyltning kräver tillsyn och underhåll för att fungera långsiktigt. Med hänsyn till riskbilden bedöms det som mest angeläget att begränsa tillgängligheten till området med fibersediment.

Miljöriskklassning innebär inskränkningar i möjligheten att vidare exploatera området samt begränsar nuvarande verksamhet. Brister i efterföljande av restriktioner leder till kvarstående risker. Kulturmiljövärdena inom området bevaras eftersom inga fysiska ingrepp genomförs.

Kostnaderna för restriktioner, eventuell inhägnad etc. är relativt liten. Behovet av regelbunden övervakning och information innebär dock att åtgärderna behöver upprätthållas i ett mycket långt tidsperspektiv.

Inrättande av ett miljöriskområde är en komplicerad procedur och ställer krav på ett omfattande utredningsarbete för länsstyrelsen. Något miljöriskområde har ännu inte inrättats i Sverige och avsikten är att begreppet ska reduceras för förorenade områden där riskerna är särskilt stora. Mot bakgrund av riskbedömningen för Notviken bedöms det inte som troligt att de kvicksilverförorenade området kan klassificeras som ett miljöriskområde. Det administrativa skydd som bedöms som mest lämpligt att använda är i stället detaljplanläggning där det förorenade området antecknas och restriktioner noteras.

För att ge effekt bedöms det som lämpligt att en sådan åtgärd kompletteras med avspärning av vattenområdet som förhindrar båttrafik i det mest förorenade området.

## 7.2 Efterbehandling på plats (transportbarriärer)

Efterbehandling av förorenade sediment på plats kan teoretiskt ske på samma sätt som vid behandling av föroreningar på land med metoder som syftar till att förändra föroreningen i sig. I denna grupp av åtgärdsmetoder ingår även täckning som förhindrar exponering/spridning av föroreningen utan föregående förflyttning.

Efterbehandling på plats, inklusive täckning, bedöms påverka natur- och kulturvärden marginellt.

### 7.2.1 *Behandling in situ*

Med behandling av sediment in situ menas här behandling med biologiska, kemiska och termiska metoder i syfte att:

- bryta ner föroreningar och/eller överföra dem till mindre toxiska föreningar,
- separera eller extrahera föroreningar från sedimenten,
- stabilisera (kemiskt fixera) föroreningarna i sedimenten så att de inte kan avgå genom diffusion eller
- solidifiera (fysikaliskt innesluta) föroreningarna i sedimenten så att avgången genom diffusion begränsas och partikelspridning förhindras.

Behandling av föroreningar i sediment in situ är sällan förekommande om man undantar övertäckning. Det är teoretiskt tänkbart att genomföra vissa såväl kemiska som biologiska behandlingar, men de praktiska svårigheterna är stora, liksom för termisk behandling. En av de viktigare begränsningarna är kravet på att behandlingen ska kunna utföras utan att påverka den omgivande vattenmassan negativt. Ett sätt att undvika påverkan på vattenmassan är att isolera sedimenten före behandling. Detta kan ske med tillfällig utrustning typ kassuner, spontlådor, etc. eller genom att sedimenten först övertäcks. Det finns exempel på genomförda efterbehandlingar där sediment har stabiliserats efter inneslutning bakom spont och övertäckning med sand liksom stabilisering efter muddring till invallade deponier. Denna typ av åtgärder behandlas i denna rapport under rubriken nyttiggörande som fyllning. I övrigt finner sig behandlingsmetoder in situ på utvecklingsstadiet.

Behandling in situ bedöms inte som realistisk att genomföra i Notviken varför denna metod inte utretts vidare.

### 7.2.2 *Övertäckning med jord*

#### *Allmänt om tekniken*

Övertäckning av förorenade sediment fyller främst tre funktioner, förutsatt att de är rätt dimensionerade med hänsyn till sitt syfte:

- Resuspension av förorenade partiklar i vattenmassan förhindras.
- Bioturbation (omblandning p.g.a. bottenlevande organisms aktivitet) förhindras.

- Diffusionen av föroreningar från sediment till vattenmassan begränsas.

Övertäckning med jord (inkluderat bergkrossmaterial) har förutsättningar att fylla samtliga dessa funktioner. Resuspension av förorenade partiklar undviks genom att sedimenten täcks med ett jordlager med tillräcklig kornstorlek för att bottenerosion ska undvikas vid de vattenhastigheter som kan uppträda. Diffusionen av föroreningar från sedimenten till vattenmassan hindras genom att jordtäckningen utförs med ett tillräckligt finkornigt ("tätt") material för att nödvändigt diffusionsmotstånd ska fås i kombination med tillräcklig täckningsmaktighet. De båda funktionerna ställer alltså delvis motstående krav på täckningen; den ska vara finkornig för att ge ett bra diffusionsmotstånd men tillräckligt grovkornig för att inte kunna erodera. Beroende på de lokala förhållandena kan det ibland vara lämpligt att utföra en övertäckning med två lager, underst ett finkornigt lager som erbjuder ett bra diffusionsmotstånd och däröver ett grövre lager som fungerar som erosionsskydd. Bioturbation som kan nedsätta funktionen undviks genom tillräcklig täckningsmaktighet.

Svårigheterna som är förknippade med att åstadkomma en framgångsrik jordtäckning är inte i första hand kopplade till tveksamheter kring funktionen av den etablerade täckningen. Denna kan säkerställas med en riktig dimensionering. Det kan däremot ofta vara svårt att etablera en jordtäckning på förorenade sediment p.g.a. att dessa ofta består av lösa organiska avlagringar med låg hållfasthet vilket medför att risken är stor för lokal nedpressning (bärighetsbrott) och åtföljande upptryckning med omblandning och uppgrumling av de förorenade sedimenten i samband med utläggning av täckningen.

Utläggning kan lämpligen ske med någon form av nedsänkt spridare för att minska grumligheten och få en jämn spridning av täckningsmaterialet för att undvika lokala ansamlingar av täckningsmaterial som medför risk för nedpressning. Det finns dock exempel på utläggning med konventionell grävmaskin (t ex vid täckningen av inloppet till Turingen) liksom spridning av täckningsmaterial från botten-tömmande pråm (försök utförda på flera ställen i Norge).

För att motverka risken för lokal nedpressning och diskontinuiteter vid övertäckning kan armerande lager av geotextiler ("fiberduk") läggas ut före övertäckning. För att fungera på ett tillfredsställande sätt behöver geotextilen sys ihop till större sjok som förankras innan jordtäckningen läggs ut.

En ytterligare faktor som man måste ta hänsyn till vid val av täckning är hur eventuell förekomst av gasbildning i sedimenten ska hanteras. Bildas gas måste det vara möjligt för denna att avgå genom täckningens porer. Blir täckningen för tät kan så höga gastryck utbildas att täckningen trycks upp och havererar.

Rapporterade kostnader för jordtäckning varierar inom vida intervaller, sannolikt beroende på skilda förutsättningar som medfört att olika utläggningsmetoder kommit till användning, behovet av förstärkning varierat och olika täckningsmaterial och täckningsmaktigheter använts. Rapporterade kostnader från olika projekt varierar mellan 100 kr/m<sup>2</sup> och 1400 kr/m<sup>2</sup> (Naturvårdsverket 2003).

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Jordtäckning bedöms kunna fungera för sedimenten i Notviken. Referensundersökningarna har visat att spridningen av föroreningar sker i partikelbunden form och att diffusionen av kvicksilver till vattenpelaren är försumbar. Det bedöms därmed som tillräckligt att dimensionera täckningen så att spridning av partiklar förhindras. Någon motsättning mellan täckningens funktion som spridningsbarriär och genomträngligheten för eventuell gas som bildas behöver inte riskeras.

De geotekniska förutsättningarna för att praktiskt genomföra en täckning bedöms däremot som mindre goda. Fibersedimenten i de förorenade områdena uppvisar mycket låg skjuvhållfasthet. Risken är därmed uppenbar för nedpressning av täckningen och upptryckning av förorenade sediment som leder till



omblandning av täckningsmassor och förorenade sediment samt grumling. För att det ska vara möjligt att genomföra en täckning måste först en armerande geotextil läggas ut och förankras noga, så att täckningen sedan kan läggas på utan att lokal nedpressning/upptryckning uppkommer. Av samma skäl måste täckningen därefter läggas eller spridas ut i tunna lager. Det bedöms också som nödvändigt att bäriga sjunktimmer och andra hinder innan täckning utförs. Sådana hinder finns i stor omfattning främst inom området med fibersediment.

En begränsande faktor är att vattendjupen inne i Notviken redan är små och att en täckning skulle minska dessa ytterligare. Detta innebär att en täckning p.g.a. landhöjningen kan komma att exponeras för vågerosion redan i ett medellångt tidsperspektiv och behöver dimensioneras för detta. Däremot bedöms täckningen inte behöva dimensioneras särskilt för att begränsa avgången med diffusion till vattenmassan eftersom undersökningarna visar att denna är begränsad redan i dagsläget.

Risken för miljöpåverkan av täckningen utgörs främst av risken för grumling i samband med att täckningen etableras.

### 7.2.3 Övertäckning med artificiella sediment

#### *Allmänt om tekniken*

Övertäckning av förorenade sediment kan också ske med artificiellt sediment (geltäckning). Det artificiella sedimentet kan skapas t.ex. med hjälp av fällningskemikalier som sprids i vattenmassan nära botten och bildar flockar som sedimenterar över de förorenade sedimenten. En sådan metod, den s.k. Covermetoden, som har utvecklats i Sverige, baseras på en konventionell aluminiumbaserad fällningskemikalie med inblandning av strukturerande material och användes vid övertäckning av ackumulationsbottnar med kvicksilverförorenade sediment i sjön Turingen (i detta fall på vattendjup större än 4 m). Här skapades ett cirka 4 cm tjockt artificiellt sediment genom upprepad spridning av fällningskemikalier.

Aquablok är en liknande metod som utvecklats i USA, där svällande lermineral typ bentonit används i stället för fällningskemikalier. Denna täckning kan kombineras med andra övertäckningsmetoder och har kommit till användning vid övertäckningar i USA.

Täckning med artificiella sediment kan ofta utföras till lägre kostnader än jordtäckning beroende på att denna typ av täckningar utförs tunnare. Kostnaden för geltäckning i sjön Turingen var i storleksordningen 25 kr/m<sup>2</sup>. Motsvarande kostnad för täckning med jordmaterial på dessa ytor bedömdes bli minst fyra gånger så hög. Nackdelen med metoden är att det artificiella sedimentet vanligtvis är mer erosionskänsligt än jordtäckningar och endast kan komma i fråga på renodlade ackumulationsbottnar om de inte kombineras med annan övertäckning som kan fungera som erosionskydd. Eftersom täckningen normalt är relativt tunn finns risk att även bioturbation kan minska effektiviteten. De uppföljningar som hittills gjorts i Turingen visar att täckningen sannolikt är känslig för gasbildning i underliggande sediment (om sådan förekommer) varvid omblandning av förorenade sediment och täckningsmaterial kan ske.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Med hänsyn till geltäckningens känslighet för erosion och att den främst är ämnad för ackumulationsbottnar bedöms metoden som olämplig för de bottnar som utgör källområden för spridning i Notviken. Dessa bottnar utsätts för omfattande erosion och resuspension på grund av de ringa vattendjupen. Vattendjupen kommer dessutom efterhand att bli mindre i takt med landhöjningen.

#### 7.2.4 Övertäckning med geosynteter

##### *Allmänt om tekniken*

Geosynteter är ett samlingsnamn på syntetiska material som används för olika ändamål inom geotekniken. Vanligast är geotextiler som används som materialskiljande, filtrerande och/eller armerande lager. Ska funktionen endast vara materialskiljande används vanligtvis nålfiltade geotextiler (ibland även kallade fiberdukar). Dessa kan ofta också fungera som filtrerande lager. Bättre filterfunktion erhålls dock med flerskiktade dukar. Armerande geotextiler är normalt vävda vilket innebär att de kan ta upp en högre spänning vid lägre deformation. Ett alternativ till geotextiler som jordarmering är s.k. geonät som har en betydligt större maskstorlek och därigenom inte har någon funktion som materialskiljande lager utan enbart fungerar som armering.

En ytterligare applikation där geosynteter används och som kan vara av intresse vid övertäckning av förorenade sediment är som erosionsskydd. I vattendrag utgörs dessa erosionsskydd vanligen av två geotextiler som är hopsyddas i kanterna samt även punktvis hopsyddas över hela ytan (typ "Foreshore Protection"). På detta sätt skapas en gjutform som skräddarsys efter det område som ska täckas och i vilken betong injekteras efter utläggningen. Genom att textilerna punktvis är hopsyddas blir skiktet inte helt tätt utan skillnader i portryck kan utjämnas. Denna typ av täckning har provats på en mindre yta av en fiberbank utanför en f.d. pappersindustri (Tollare i Stockholm). Efter utläggningen uppstod en upptryckning av fiber från det område som inte var täckt. Det är dock oklart på vilket vis täckningen orsakat detta och om det berott på att täckningen endast omfattat en mindre delyta och inte hela området. Möjliga förklaringar är att gas stängts in utan att kunna avgå och tryckt upp fibersediment utanför täckningen, men också att en ojämn belastning orsakat en skredliknande upptryckning. Kostnaden för denna typ av täckningar bedöms uppgå till 500-1 000 kr/m<sup>2</sup>.

##### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Användning av enbart geotextiler som täckning bedöms som mindre lämpligt. En sådan täckning kan visserligen effektivt förhindra partikelresuspension under sin livstid och är troligen relativt enkel att etablera, men livslängden är sannolikt begränsad. Risken bedöms som stor att den naturliga översedimenteringen inte är tillräcklig för att skapa en övertäckning som kan förhindra resuspension av förorenade sediment när textilens funktion försämras.

Möjligen kan en täckning av typen betongmadrass, där betong injekteras mellan dubbla geotextiler fungera i ett längre tidsperspektiv. Även för denna finns dock frågetecken vad gäller beständigheten på lång sikt. Eventuellt kan någon typ av kompletteringstäckning med jord behöva påföras, om inte förr så när geotextilen åldrats så långt att dess funktion försämras. Mot bakgrund av detta bedöms alternativet som mindre intressant.

Däremot bedöms det som lämpligt att använda geotextiler som armering under en jordtäckning, som beskrivits i 7.2.2.

### **7.3 Muddring av förorenade sediment (källbarriärer)**

Muddring innebär att de förorenade sedimenten avlägsnas och tas om hand på annan plats. Omfattningen av muddringen kan anpassas efter vald åtgärdsnivå. En muddring i Notviken påverkar natur- och kulturmiljövärdena marginellt. Miljöförbättringen bedöms vara långsiktig, eftersom föroreningen elimineras.

### 7.3.1 Sugmuddring

#### *Allmänt om tekniken*

Sugmuddring är en gemensam beteckning på muddringsmetoder som suger och pumpar bort sedimentet från botten som en slurry. Denna teknik medför vanligtvis en avsevärd inblandning av vatten. Hur stor denna blir beror på sedimentens ursprungliga TS-halt på botten. Vanligen sker vidaretransporten från mudderverket till landanläggningen genom pumpning i flytande, slutna ledningar. Sådan pumpning kan normalt ske upp till 3 km beroende av materialet som ska transporteras. Vid längre sträckor och/eller om större höjdskillnader ska överbryggas kan mellanpumpstationer användas. Flera olika typer av sugmudderverk finns. Nedan behandlas endast de metoder som särskilt anpassats för muddring av förorenade sediment (s.k. "miljömuddring").

Sugmuddring har varit den teknik som huvudsakligen använts i Sverige för muddring av förorenade sediment. Tekniken innebär att ett muddringshuvud positioneras i sedimentytan och förs fram och tillbaka i överlappande stråk under det att sediment framför munstycket matas in och sugs upp till muddringsfarkosten varifrån det pumpas till land i slutna ledningar. Genom att munstycket mer eller mindre ligger på sedimentytan sker avverkningen med bottenparallella pallar. Pallmaktigheten beror på muddringshuvudets utformning och kan anpassas, normalt från ca 0,2 m upp till ca 0,5 m. Den i Sverige förekommande typen av munstycke utgörs av en liggande skruv som förs med långsidan mot det sediment som ska avverkas och skruvar in detta till ett centralt placerat sugmunstycke. Skruven är omgiven av sköldar. Vid avverkning hålls skölden i avverkningsriktningen öppen medan motstående sköld hålls stängd för att begränsa grumlingen. Utomlands finns andra typer av munstycken som är utformade för att ge samma funktioner.

Framdriften av muddringsfarkosten sker vanligen med vajrar som är förankrade i land och vinschar på farkosten. Med denna teknik räcker det med att muddringshuvudet kan positioneras i vertikalled i förhållande till farkosten. Den horisontella positionen relativt farkosten kan vara fixerad och avverkning åstadkommas genom farkostens rörelse. De i Sverige förekommande mudderverken fungerar på detta sätt. Muddringsskruven hos dessa har sin axel i farkostens längsled och avverkningen åstadkoms genom att hela muddarfarkosten med hjälp av vajrarna svingas fram och åter i långa svepande rörelser. I varje vändpunkt förflyttas farkosten framåt så att ett nytt stråk kan avverkas. Andra typer av mudderverk arbetar i stället med en svingande arm som förs fram och åter under det att muddarfarkosten endast förflyttas i en rak linje. Muddringsdjupen hos de mudderverk som hittills använts för sugmuddring av förorenade sediment i Sverige är begränsade till ca 14 m från vattenytan räknat. Det är dock möjligt att bygga mudderverk avsedda för större djup.

Positioneringen av muddringshuvudet kan med modern positioneringsutrustning ske med stor noggrannhet. Eftersom muddringshuvudet inte behöver lyftas utan avverkningen kan ske kontinuerligt är möjligheterna till avverkningskontroll stora. Vanligtvis arbetar mudderverken efter terrängmodeller av botten som tagits fram genom en inledande detaljerad batymetrisk undersökning (bl.a. ekolodning) och muddringen kan hela tiden styras med hjälp av positioneringen och terrängmodellen.

Sugmuddring är överlägsen grävuddring med hänsyn dels till den mindre risken för grumling, dels med hänsyn till de bättre möjligheterna till avverkningskontroll. Även om grumlingen är mindre kan den dock inte helt undvikas varför andra skyddsåtgärder, t.ex. skyddsskärmar (se nedan), kan behövas. Den stora nackdelen med sugmuddring är inblandningen av vatten som innebär att de muddrade sedimenten alltid kommer att behöva avvattnas och att stora kvantiteter returvatten därmed uppkommer, som måste hanteras och eventuellt renas. En ytterligare nackdel är att sugmuddring med denna typ av mudderverk inte klarar svårforcerade områden, t.ex. med tjock rotfilt som ofta återfinns i vassområden.

Kostnaden för sugmuddring inklusive transport till avvattningsanläggning bedöms till mellan 50 och 100 kr/m<sup>3</sup> sediment.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

De tekniska förutsättningarna för sugmuddring i Notviken är goda. De förorenade sedimentens egenskaper är sådana att inga losstagningsproblem bedöms föreligga. Sugmuddring av denna typ är särskilt anpassad för förorenade sediment. Eftersom viken är grund kommer det inte att uppstå problem med att mudderverket inte når ned.

Den främsta svårigheten som är förknippad med sugmuddring utgörs av de stockar och annat trä som återfinns i viken mellan Karlshäll och Karlsvik och som i stor utsträckning sammanfaller med området med fibersediment. Det bedöms som nödvändigt att rensa området från sådana hinder innan muddring genomförs. För detta måste hydrauliska kranar eller grävmaskiner med gripklo eller liknande användas. Under den tid rensning pågår bedöms grumlingen komma att bli avsevärd vilket delvis förtar sugmuddringens största fördel, den begränsade grumlingen. Det bedöms därför som lämpligt att rensning utförs bakom skärm och att återsedimentering av uppgrumlat material inväntas innan muddring utförs.

Förankringen av mudderverket innebär att vajrar måste spännas upp och förankras i land på tre eller fyra punkter beroende på typ av mudderverk. Detta innebär att Notviken sannolikt måste stängas av för båttrafik under den tid muddring pågår.

### *7.3.2 Grävuddring*

#### *Allmänt om tekniken*

Grävuddring kan utföras med traditionella grävmaskiner både från land och från flytande arbetsplattformar. Med grävmaskiner kan i princip alla typer av sediment avverkas, oberoende av typ, fasthet, förekomst av rotfilt etc. Med rätt maskinval kan man även nå relativt stora djup (storleksordningen 20 m). Grävmaskiner kan även utnyttjas för strandmuddring där åtkomligheten kan vara begränsad och inblandning av sten och block ofta utgör hinder.

En betydande nackdel med grävuddring är risken för grumling med spridning av föroreningar med partiklar som frigörs. För att i någon mån motverka detta har slutna gripskopor utvecklats. Dessa består av två eller flera delar som kan öppnas och slutas med vajrar eller på elektrisk och hydraulisk väg. Skopan sänks ned i öppet läge, läggs ned på botten och sluts varvid sedimenten skrapas in i skopan. När denna sedan lyfts hålls den slutet för att undvika att sediment lösgörs och grumlar. Detta innebär dock samtidigt en viss inspädning med vatten eftersom överskottsvatten från skopan inte kan avrinna.

Det finns ytterligare metoder som utvecklats för mekanisk muddring, t ex paternosterverk. Dessa har främst utvecklats för större muddringar av farleder etc. och bedöms inte vara av intresse i detta sammanhang.

Förutom risken för grumling utgör också svårigheterna att enkelt kontrollera avverkningspositionen under utförandet en nackdel med grävuddring i förhållande till sugmuddring eftersom en skopa hela tiden behöver lyftas och sänkas medan sugmudderverkets muddringsverktyg hela tiden hålls nedsänkt i avverkningsposition. Detta har dock förbättrats på senare tid, dels genom användning av modern GPS-teknik som medger en snabb positionering med hög noggrannhet och dels genom utveckling av skopor som medger att tämligen plana snitt erhålls. Kontrollerbarheten vid avverkning måste dock fortfarande anses vara sämre än för de bästa sugmudderverken.

Kostnaden för grävuddring ligger normalt i storleksordningen 50-100 kr/m<sup>3</sup> beroende på hur man kan etablera utrustningen (från land, från pråm etc.) Grävuddring medför större grumling än suguddring. Kostnaden att hantera grumlingen på ett godtagbart sätt vid grävuddring bedöms därför som märkbar. Inklusiv transport till avvattningsanläggning bedöms här kostnaden för grävuddring till 100 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Vid grävuddring bedöms sedimentens lösa karaktär innebära att risken för grumling blir stor vilket ökar risken för utsläpp från under tiden arbetet utförs. Med hänsyn till risken för grumling torde det sannolikt vara nödvändigt att utföra all grävuddring av förorenade sediment bakom skyddsskärmar. En ytterligare konsekvens är risken för att uppgrumlade förorenade sediment skall återsedimentera på muddrade ytor.

En fördel för grävuddring är att hinder relativt enkelt kan avlägsnas i samband med muddring. Med hänsyn till de nackdelar som risken för grumling medför bedöms metoden ändå inte som lämplig att använda i Notviken, annat än som ett komplement i områden som är svåra att avverka med andra metoder.

#### *7.3.3 Frysmuddring*

##### *Allmänt om tekniken*

Markfrysning har sedan många år använts för att öka hållfastheten och minska inläckaget av vatten vid schaktning och byggande i jord och berg. Ett svenskt företag (FriGeo AB) arbetar med utveckling av denna teknik för att genom frysning stabilisera och föra bort förorenade sediment. Metoden har hittills endast används i mindre skala. Frysnings- och upptagningen av sedimenten kring det flygplan av typ DC3 som försvann i Östersjön under spaningsuppdrag den 13 juni 1952, visar att metoden fungerar och även kan användas på stort djup; vattendjupet där var cirka 130 meter. För muddring av förorenade sediment har metoden hittills kommit till användning i minst ett mindre projekt.

Tekniken är särskilt lämplig vid svårt förorenade platser i såväl sötvatten som marina miljöer samt för muddring av platser som är svåra att nå med stora maskiner. Frysmuddring utförs genom att det förorenade sedimentet fryses i block. Frysningsinduceras via en elektrisk driven kylanläggning eller med flytande kväve. En köldbärarvätska leds genom frysceller ned i sedimentet. Fryscellerna kan bestå av plattor eller av rör som sätts eller borraras ned i sedimenten. När sedimentet frusit lyfts det i sin stabila frusna form. Stabiliteten gör att endast små mängder förorenade sediment kan lösas till vattenmassan.

Frysmuddring kan användas med stor precision vilket medför att mängden upptaget material kan minimeras, vilket sänker kostnaderna för efterbehandling. Det frusna materialet är stabilt, lätt att transportera och avvattnas enkelt via upptiningen. Upptinade sediment innehåller mindre mängd vatten än i naturligt tillstånd genom att frysningsöverkonsoliderar sedimentet och vid upptiningen frigörs en del av det vatten som funnits i sedimentets porer. Denna avvattningseffekten kan vara betydande i de fall sedimentens vattenkvot är hög.

I de områden där det förorenade sedimentdjupet är större än någon halvmeter behöver frysceller skapas av ett antal rör som trycks ned i sedimenten och som cirkulerar köldbärarvätskan. Rören kan också användas vid lyftningen av den frysta cellen. För att göra det möjligt att få loss respektive cell måste ett litet icke fryst utrymme lämnas mellan rören. Denna mängd sediment kommer att rasa ned på boten där den frysta cellen legat. Viss mängd förorenade sediment kommer således att bli kvar. Om cel-

lerna antas vara 5x5 m och icke fryst avstånd mellan cellerna antas till 0,25 m blir kvarlämnad mängd 5 % av upptagen mängd.

Frysmuddringens främsta fördelar ligger i liten grumling, precision, enkel avvattning och flexibel uppställning (frysaggregatet behöver inte placeras omedelbart intill sedimenten). Största nackdelen ligger i kapaciteten, även om stora områden kan frysas samtidigt. Jämfört med gräv- eller sugmuddring torde kapaciteten hos frysmuddring vara mindre än 50 % men detta skulle kunna överkommas genom användning av flera parallella aggregat. Frysmuddringen kräver också mer energi, man beräknar att 100 kWh per m<sup>3</sup> sediment åtgår för frysning. En del av denna energi kan dock återvinnas genom värmeväxling.

Kostnaderna för att installera, frysa och lyfta upp sedimenten på pråm torde ligga kring 200-300 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet i Notviken*

Befintligt underlag ger liten vägledning för att bedöma frysmuddringens förutsättningar i Notviken. Erfarenhetsunderlaget är hittills litet. Tekniken är dock enkel och den största osäkerheten ligger i kostnaderna. Miljömässigt bedöms tekniken som väl anpassad.

Det torde också vara möjligt att avlägsna sjunktimmer och andra hinder för muddring på ett enkelt sätt genom frysning och lyftning av frysta sediment med infrysta föremål.

En eventuell frysmuddring bör föregås av pilottest. Vid detta test kan energiåtgång, grumling, TS-halt efter upptining mm klarläggas.

### 7.3.4 Övriga muddringsmetoder

#### *Allmänt om teknikerna*

En muddringsteknik som bör nämnas även om den inte är anpassad för muddring av förorenade sediment är muddring med grävande sugmudderverk typ Watermaster. Denna teknik är en kombination av sugmuddring och grävuddring, där losstagning av sediment sker med en grävskopa med skärhuvuden och ett sugmunstycke. Transporten från skopan sker hydrauliskt som vid sugmuddring.

Mudderverket förflyttas med hjälp av en kombination av stödben och pontoner som medger god framkomlighet mer eller mindre oberoende av vattendjup. Fördelen med denna typ av mudderverk är just framkomligheten i områden som annars kan vara svåra att nå, att avverkning kan ske selektivt i områden med hinder (block etc.) och att de flesta sedimenttyper kan avverkas, inklusive rotfilt. Nackdelen med tekniken är att grumlingen blir betydande varför andra skyddsåtgärder behöver vidtas. Uppgrumling kan uppkomma inte bara genom själva muddringen utan också genom användningen av stödben vilket om möjligt bör undvikas.

En i sammanhanget intressant teknik för muddring av förorenade sediment är Möbius Sediment Pick-Up (MSA) tillsammans med Möbius Pressing and Feeding Unit (MPF). Tekniken liknar sugmuddring i det avseendet att losstagning av sediment sker i ett slutet muddringshuvud och transporteras till en muddarfarkost. Sedimenten förs därefter vidare till land via en ledning. Därmed begränsas grumlingen på samma sätt som vid sugmuddring. En viktig skillnad jämfört med sugmuddring är att någon inblandning av vatten vid avverkning och transport av de förorenade sedimenten inte behövs. I stället trycks de avverkade sedimenten från muddringshuvudet via muddringsfarkosten och vidare till land genom ledningen med stora kolvpumpar. Genom att inblandning av vatten undviks får de muddrade sedimenten en pastaliknande konsistens i stället för den slurry som fås vid sugmuddring. Beroende på transportavstånd kan mellanliggande tryckstegringsstationer fordras. Tekniken har ännu inte kommit till användning vid muddringar i Sverige, men framför allt tekniken för transport och utläggning i de-

poni utan inblandning av vatten har utnyttjats vid några projekt i Tyskland (Martini och Lindmark, 2004).

Kostnaderna för upptagning och transport med helt slutet system liknande sugmuddring bedöms till i storleksordningen 250 kr/m<sup>3</sup>. Vid användning av enbart transportsystemet i kombination med gräv- muddring med sluten skopa bedöms kostnaderna till ca 200 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Bedömning av teknikernas lämplighet i Notviken*

Muddring med Watermaster bedöms inte som lämplig eftersom risken för grumling är stor. Möjligen kan tekniken användas som komplement till sugmuddring för muddring av svåravverkade områden (vass etc.). I sådana områden kan dock också konventionell gräv- muddring användas. En fördel med en Watermaster som komplement till sugmuddringen är dock att transporten av muddermassor sker hydrauliskt på samma sätt som vid sugmuddring. Kostnaden bedöms vara densamma som för sug- respektive gräv- muddring (ca 100 kr/m<sup>3</sup>).

Däremot bedöms muddring med MSA som en lämplig metod. Ur miljösynpunkt och med hänsyn till kontrollerbarheten bedöms den som jämförbar med sugmuddring. Nackdelen är främst den högre kostnaden som dock till en del kan kompenseras av att kostnaderna för vattenrening minskar.

## **7.4 Behandling av muddrade sediment**

Muddrade sediment behöver vanligtvis genomgå någon form av avvattning före fortsatt omhändertagande. Detta gäller särskilt om sedimenten muddrats med sugmuddring eftersom vatten blandas in vid muddringen. Vid andra typer av muddring kan det vara tillräckligt att sedimenten läggs upp så att överskottsvatten kan avrinna, men om sedimenten i naturligt tillstånd på botten har en hög vattenkvot kan även sådana sediment behöva genomgå en särskild avvattningprocess för att få tillräcklig hållfasthet för uppläggning eller för att ge bättre förutsättningar för en efterföljande behandling. Behovet av avvattning bestäms av vatteninnehållet hos de uppmuddrade sedimenten i förhållande till kraven för den efterföljande behandlingen eller deponeringen.

Avvattningen medför att en större mängd vatten avskiljs från sedimenten och måste föras tillbaka till recipienten. Detta innebär normalt också krav på rening av det vatten som återförs. Ofta är föroreningarna i sedimenten partikelbundna och det är då tillräckligt med avskiljning av partiklar. Ibland förekommer vattenlösliga föroreningar som kan motivera en mer avancerad reningsteknik.

Det slutliga omhändertagandet kan ske genom någon typ av behandling som syftar till att bryta ned, avskilja och/eller inaktivera föroreningarna och/eller genom deponering. De metoder som kan komma i fråga för nedbrytning eller avskiljning av föroreningar är olika varianter av termisk, kemisk och biologisk behandling. Valet mellan olika behandlingsmetoder och deponeringslösningar görs utgående från vilka föroreningar som förekommer och deras förekomstform och de förorenade sedimentens fysikaliska egenskaper (organisk halt, vatteninnehåll, kornstorlek). Dessa faktorer avgör vilka metoder som är tillämpbara och vilka kostnader som är förknippade med olika lösningar. Även om någon typ av behandling genomförs måste ofta deponering användas som en del i behandlingslösningen. Detta gäller för Notviken eftersom kvicksilver är ett grundämne och därmed inte kan destrueras.

### *7.4.1 Avvattning och rening av returvatten*

#### *Allmänt om avvattning*

Man kan särskilja tre olika huvudprinciper för avvattning av muddrade sediment:

- Mekanisk avvattning som utnyttjar maskinell utrustning
- Passiv avvattning genom sedimentering i bassänger
- Halvpassiv avvattning i s.k. geotuber

De vanligaste utrustningarna för mekanisk avvattning av muddrade sediment är silbandspressar, men även centrifuger används. Silbandpressarna ger oftast det bättre resultatet, kräver mindre energi och är inte lika slitagekänsliga om friktionsmaterial förekommer i sedimenten. Sedimentens egenskaper kan dock ibland medföra svårigheter vid pressning varvid centrifuger måste användas. Det finns också mer avancerade utrustningar för avvattning, t ex kammarfilterpressar, som ger bättre resultat. Dessa utrustningar är dock kostsamma och blir sällan kostnadseffektiva vid avvattning av sediment.

Före avvattningssteget krävs en föravskiljning av grovmaterial som t.ex. kan ske med galler, samt en station för inblandning av polymer som flockningsmedel. I processen kan även ingå kompletterande förbehandling såsom försedimentering eller cykloner för avskiljning av sand och grus och förtjockare för att öka sedimentens torrsubstanshalt före slutsteget. Mekanisk avvattning med silbandspressar användes vid muddringarna av Järnsjön i Hultsfreds kommun 1993-1994 och Örserumsviken i Västerviks kommun 2001-2003, vilka båda utfördes med sugmuddringsteknik. Erfarenheterna av dessa projekt visar att det mekaniska avvattningssteget ofta blir begränsande för vilken kapacitet som kan uppnås i processen med bibehållen kostnadseffektivitet, och att en buffert i form av en utjämningsbassäng måste finnas så att muddring och avvattning kan ske utan att vara direkt beroende av varandra.

Passiv avvattning innebär att sedimentslurryn från sugmuddring pumpas till en stor bassäng där sedimenten fås att sedimentera, vanligen med tillsats av polymer som flockningsmedel. Bassängen kan byggas på land och vara helt dränerad, eller som en invallning i vattenområdet. Framför allt dränerade bassänger kan grävas ur och återanvändas för återkommande muddringskampanjer. Denna avvattningsteknik har bl.a. utnyttjats vid muddringar i Kalmar hamn. Bassänger för passiv avvattning kan också dimensioneras för att utgöra ett slutligt omhändertagande och samtidigt nyttiggörande av de förorenade sedimenten i en fyllning för att tillskapa nya landområden. Detta har skett t.ex. vid muddringar av kvicksilverförorenade sediment för Stora Enso i Skutskärs hamn, där en vik vallades in och användes som kombinerad bassäng för avvattning och slutlig förvaringsplats för sedimenten. Överskottsvatten från bassängerna dekanteras och omhändertas för rening. Rening kan också ske genom att invallningen utformas som ett filter med tillräcklig avskiljning av partiklar, en teknik som användes i Skutskär. Efter det att muddringarna i Skutskär avslutats kommer den invallade viken att användas som lagerytor och en kaj anläggs utanför vallen.

Avvattning i geotuber kan sägas vara ett mellanting mellan mekanisk och passiv avvattning. Med denna teknik pumpas sedimentslurryn från sugmuddring in i stora tuber av geotextil vilka fungerar som filter. Genom att ett övertryck byggs upp inne i rören pressas vatten ut genom textiltväggarna medan sedimenten kvarhålls inne i tuberna. För att underlätta dräneringen kan polymer tillsättas sedimentslurryn som flockningsmedel. Tuberna läggs upp på ett dräneringslager över ett underliggande tätskikt för uppsamling av dränerande vatten som sedan förs till slutlig rening av avrinnande vatten. Denna avvattningsteknik användes vid muddring av Svartsjöarna i Hultsfreds kommun. Tekniken fungerade väl och hade hög kapacitet. Avskiljningen av partiklar i geotuberna var mycket god och returvattnet som samlades upp efter avvattning hade låg halt suspenderad substans (lägre än det krav som gällde för återföring till Svartsjöarna).

Kostnaden för avvattningen, exklusive rening av returvattnet, beror bland annat på hur avvattningen kan bedrivas (passivt eller aktivt) och på sedimentens egenskaper och kan variera inom vida gränser. Vid mekanisk avvattning av sugmuddrade sediment bedöms att en investering i avvattningsutrustning behövs med ca 12 Mkr, medan driftkostnaden kan uppskattas till ca 100 kr/ton TS (15-40 kr/m<sup>3</sup> bero-



ende på TS-halt). Driftkostnaden består till största delen av kostnader för polymertillsatsen, som enligt undersökningarna bör vara 2-2,5 g/kg TS. För avvattning i geotuber behövs ingen investering i utrustning förutsatt att avvattning sker i den slutliga deponin och att denna är försedd med bottentätning. Däremot ökar kostnaderna med kostnaderna för geotuberna, ca 100 kr/m<sup>3</sup> sediment.

För frysmuddring och grävuddring sker avvattning enklast genom att sedimenten läggs upp på dränerande underlag på tät platta varvid överskottsvatten får avrinna. Särskilt för frysmuddring bedöms denna metod vara effektiv. För en sådan avvattning utgörs kostnaden dels av investering i en platta, dels består den av kostnad för hantering av sedimenten. Sammantaget bedöms kostnaden till mellan 50 och 70 kr/m<sup>3</sup> beroende på åtgärdernas omfattning.

#### *Allmänt om returvattenrening*

Med hänsyn till att föroreningen är partikelbunden är det sannolikt att vattenreningen endast behöver omfatta partikelavskiljning. En lämplig anläggning för sådan vattenrening är flockning med polyelektrolyt med flotation och/eller sedimentering. För det fall även lösta ämnen skulle behöva avlägsnas kan anläggningen utformas för kemisk fällning. Dessa typer av anläggningar kan dimensioneras för stora flöden och är därför lämpliga att kombinera med sugmuddring.

För det fall frysmuddring tillämpas kommer vattenflödena att bli betydligt mindre och en enklare vattenreningsanläggning baserad på filtrering kan vara ett alternativ.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet för Notviken*

Vilken teknik för avvattning som är bäst lämpad i Notviken beror på valet av muddringsmetod och slutligt omhändertagande av muddermassorna. För det fall massorna skall nyttiggöras i en fyllning i vattenområdet, se nedan, är det troligt att en passiv avvattning genom sedimentering är det bästa valet. För det fall massorna skall omhändertas i en deponi på land är geotuber eller en mekanisk avvattning att föredra. För det fall massorna skall omhändertas för någon form av behandling, eller transporteras till en extern mottagare, är sannolikt mekanisk avvattning med silbandspressar utrustade med s.k. högtryckszon att föredra. Sådana bedöms ge det bästa avvattningsresultatet och följaktligen en mindre mängd massor som behöver tas om hand. Vilken metod som är mest lämplig får avgöras inom ramen för en detaljprojektering.

Det är idag oklart i vilken omfattning som rening av returvattnet behöver göras vid avvattning av sedimenten. Med hänsyn till att föroreningen är partikelbunden bedöms att hanteringen av vatten inte kommer att medföra några större svårigheter och att en lämplig vattenreningsanläggning kan utgöras av en anläggning för flockning och flotation/sedimentering.

### *7.4.2 Termisk behandling*

#### *Allmänt om tekniken*

Termisk behandling har i denna utredning tagits med eftersom sedimenten innehåller organiskt material, och deponering av organiskt avfall i princip är förbjuden. Medelvärden av det organiska innehållet i sedimenten, mätt som glödningsförlust, är 67 % för fibersediment och 18 % för övriga förorenade sediment. Detta innebär att sedimenten inte får deponeras med hänsyn till innehållet av organiskt material utan att en dispens från förbudet erhålls.

Under samlingsnamnet termisk behandling ryms ett flertal olika tekniker som utnyttjar upphettning av massorna för avdrivning av föroreningar. Metoderna är oftast anpassade för behandling av organiska

föroreningar som kan avdrivas i gasform genom upphettning och sedan förbrännas i en efterbrännkammare, alternativt direktförbränning i en förbränningsugn. Grundämnet kvicksilver kan inte destrueras på detta sätt. Däremot kan volymen farligt avfall minskas genom att de drivs av i en förbränningsprocess och avskiljs i en rökgasreningstest, medan den större mängden material faller som slagg eller bottenaska. Rökgasresten kommer troligen att bedömas som farligt avfall medan slagg och bottenaska sannolikt behöver tas emot på en deponi för icke-farligt avfall, möjligen inert avfall, beroende på hur effektiv avdrivningen av metaller till rökgasresten varit. Bedömningen beror på lakningsegenskaperna och kan inte avgöras utan försök. Generellt gäller att ju mindre av metallföroreningar som finns i jorden desto bättre kvalitet får slaggen/bottenaskan.

Fasta förbränningsanläggningar finns inom landet, t.ex. SAKABs anläggning i Kumla och på närmare håll vid SavaTerra i Kemi i Finland. Även mobila anläggningar som kan ställas upp på plats finns att tillgå. Uppställning av sådana kräver dock särskilt tillstånd. Vid några avfallsanläggningar i landet finns redan tillstånd för uppställning av anläggningar för termisk behandling. Den närmaste platsen där en anläggning för termisk behandling kan ställas upp utan föregående tillståndsprövning (men efter anmälan till tillsynsmyndigheten) finns på relativt nära håll i Piteå.

Generellt sett är det lönsamt att avvattna sedimenten så långt som möjligt före förbränning, eftersom kostnaden vid förbränning är hög och räknas per ton inlevererad mängd.

Kostnaderna för förbränning varierar kraftigt beroende på de förorenade sedimentens karaktär och föroreningsinnehåll. Finkorniga muddermassor har generellt en hög vattenhalt även om de avvattnas med kvalificerade metoder, vilket är kostnadsdrivande. Kostnaden bedöms till i storleksordningen 2 000 kr/ton inklusive transport och deponering av förbränningsrest.

#### *Bedömning av teknikens lämplighet för Notviken*

Förbränning av väl avvattnade fibersediment bedöms vara en väl fungerande metod för att koncentrera kvicksilverföroreningen i en mindre volym. Med hänsyn till att det organiska innehållet är stort bedöms det också innebära att den totala volymen avfall reduceras i betydande utsträckning. För övriga sediment bedöms metoden som mer tveksam eftersom den organiska andelen hos dessa är betydligt mindre. Avdrivning av kvicksilver skulle dock även i detta fall innebära att kvicksilverföroreningen koncentreras i en mindre volym och behandlingen är främst en ekonomisk fråga som får avgöras i en riskvärdering.

#### *7.4.3 Kemisk och biologisk behandling*

Biologisk behandling liksom kemiska behandlingstekniker typ kemisk oxidation som syftar till att bryta ned och destruera föroreningar är inte möjliga att tillämpa. Däremot är det teoretiskt möjligt att använda behandlingsmetoder som utnyttjar tillsats av kemiska ämnen för att destruera eller laka ut föroreningar ur de förorenade massorna, i syfte att de behandlade massorna inte ska behöva klassificeras som avfall, alternativt kunna tas om hand i en deponi av lägre klass.

Den vanligaste använda metoden är jordtvätt, som bygger på principen att föroreningar oftast är koncentrerade till finfraktionen i en jord, och att man genom att avskilja denna kan erhålla en "ren" grovfraktion och en mindre andel behandlingsrest bestående av den frångångna finfraktionen. Tekniken är inte möjlig att tillämpa i Notviken eftersom sedimenten endast utgörs av en finfraktion. Det är däremot åtminstone teoretiskt möjligt att utnyttja lösningsmedel i tvättvätskan för att extrahera föroreningar ur sedimenten. Föroreningarna skulle då överföras till vattenfasen och sedan avskiljas ur denna i ett efterföljande reningssteg.

### *Bedömning av teknikens lämplighet för Notviken*

Inga referensprojekt har påträffats där kemisk behandling av förorenade sediment använts vilket gör det svårt att bedöma såväl genomförbarhet som kostnader. Preliminärt bedöms detta innebära att stora resurser skulle behöva läggas ned på utveckling av metoden för det fall den skulle användas i Notviken.

### *7.4.4 Stabilisering/solidifiering*

#### *Allmänt om tekniken*

Stabilisering och solidifiering kan ha flera syften:

- Att immobilisera föroreningar genom kemisk fixering (fastläggning i svårsläckbara föreningar)
- Att immobilisera föroreningar genom solidifiering (fysikalisk inneslutning i täta monoliter som begränsar genomströmningen av vatten)
- Att fysiskt stabilisera massorna för att öka hållfastheten vid deponering.

*Immobilisering* av föroreningar tillämpas främst för metaller och kan ske t ex genom fastläggning i stabila komplex mellan en metallkation och liganderna i en komplexbildare eller genom fastläggning som en metallsulfid. I Sverige finns en variant av den senare metoden kommersiellt tillgänglig, den s.k. MBS-behandlingen (Molecular Bonding System). Vid flera anläggningar för avfallsförbränning förekommer också fällning och fastläggning av metaller med sulfidbindemedel efter kondensering av rökgaserna, varefter metallerna i askan stabiliseras genom inblandning i rökgaskondensater (s k Bambergstabilisering). På samma sätt kan sannolikt sulfidbindemedel tillsättas muddrade massor för fastläggning av metallerna i dessa. Fastläggningen som sulfider kräver sannolikt att det stabiliserade sedimentet deponeras så att framtida syretillträde förhindras för att inte sulfidbindningarna på lång sikt ska oxideras av luftens syre.

Kostnaderna för en stabilisering med t.ex. MBS bedöms till i storleksordningen 500-1000 kr/ton, men bedöms inte påverka behovet av skyddsåtgärder vid deponeringen.

Med *solidifiering* avses en fysikalisk inneslutning av den förorenade jorden i en matris som görs så tät att utlakningen domineras av diffusion. Vattenmolekylnas rörelse är vid diffusion väsentligt mindre än föroreningarnas joner och molekyler och transporten styrs därför av koncentrationsgradienten hos respektive ämne. I mera genomsläppliga material styrs föroreningstransporten av konvektion, d.v.s. vattnets rörelse (till följd av en hydraulisk gradient). Målet med solidifieringen är normalt att ge massorna en sådan karaktär att risken för utsläpp till både luft och vatten begränsas i en omfattning som innebär att slutprodukten kan betraktas som icke-farligt avfall. Solidifiering har använts i stor omfattning i USA där olika material nyttjats, t.ex. asfalt, cement och polyeten. Vanligast är att använda någon form av hydrauliskt bindemedel, t.ex. cement, vilket härdar och omvandlar jordens kornstruktur till en hård kropp.

Monofill är ett cementbaserat bindemedel som utvecklats i Sverige av Cementa för solidifiering av farligt avfall. Metoden används bl.a. för att solidifiera rökgasreningsskor från sopförbränning, vilka innehåller höga halter av tungmetaller. Inblandningen av Monofill innebär oftast också en stabiliserings-effekt (kemisk fixering). Basen i Monofill utgörs av cement som modifierats genom tillsatser av särskilda additiv. Efter solidifieringen (gjutningen) fås en tät matris med begränsad hydraulisk konduktivitet (vattengenomtränglighet). Tätheten minskar genomströmningen av vatten med flera tiopotenser och utlakningen av föroreningar begränsas därför. För solidifiering av förorenad jord fordras normalt

en bindemedelstillsats på ca 30 % för att nå tillräcklig effekt. Lämplig inblandning måste dock undersökas i varje enskilt fall liksom utlakningen (sker i diffusionstest).

Stabilisering med Monofill ger i jämförelse med en ”vanlig” cementstabilisering högre täthet men också lägre hållfasthet och lägre E-modul vilket innebär att materialet är något mindre sprött och följaktligen kan tåla viss deformation innan materialet spricker.

Riskerna med solidifiering är främst förknippade med långtidsbeständigheten, d.v.s. att den gjutna massan bibehåller sin täthet på lång sikt och inte vittrar sönder. Det är därför av stor vikt att kända och prövade produkter används vid solidifieringen. Försök som gjorts med solidifierad rökgasreningsslag (rest från rening av rökgaser) från förbränningsanläggningar och som deponerats i en deponi på Sofielunds avfallsanläggning i Huddinge under ca 15 år indikerar goda förhållanden när det gäller den totala utlakningen och beständigheten.

Någon volymökning fås normalt inte vid solidifieringen beroende på att jordpartiklarna packas ihop till en tät struktur vid blandningen. Densiteten ökar däremot, vid stor mängd finmaterial är ökningen betydande. Vid solidifiering av finkorniga sediment som det är fråga om i Notviken kommer sannolikt en volymökning att fås.

Kostnaden för solidifiering med Monofill är i storleksordningen 600 kr/ton, beroende på åtgången av bindemedel (Monofill kostar ca 900 kr/ton). Solidifieringen ger oftast också en hållfasthetstillväxt som förbättrar de tekniska egenskaperna och underlättar såväl deponering som nyttiggörande av de muddrade sedimenten i fyllningar.

*Fysisk stabilisering* som ökar hållfastheten kan krävas främst vid ett eventuellt nyttiggörande av de muddrade sedimenten i fyllningar, t.ex. vid en fortsatt utbyggnad av hamnen i Karlshäll. Hur hög hållfasthet som krävs avgörs av vilka belastningsförutsättningar som gäller och avgör hur mycket stabiliseringsmedel som behöver blandas in. Även vid deponering kan stabilisering bli nödvändig beroende på vilken metod för avvattning som används och hur effektiv avvattningen är. Baserat på andra genomförda stabiliseringar bedöms kostnaden för enbart fysikalisk stabilisering inför nyttiggörande som fyllning till mellan 50 kr/m<sup>3</sup> avvattnat sediment (låga krav på hållfasthet) och 200 kr/m<sup>3</sup> avvattnat sediment (höga krav på hållfasthet).

#### *Bedömning av teknikernas lämplighet för Notviken*

Eftersom undersökningarna visar att avgången av kvicksilver i löst fas är liten bedöms det inte som meningsfullt att utnyttja metoder vare sig för kemisk fixering eller solidifiering av muddermassorna. Vid termisk behandling (förbränning) bedöms det däremot som lämpligt att utnyttja sulfidbindemedel för att fastlägga kvicksilver i rökgaskondensatet. Detta är ett normalt steg i rökgasreningen och kostnaden för detta ingår i förbränningskostnaden.

Utförda hållfasthetsbestämningar visar att skjuvhållfastheten hos sedimenten är låg vilket innebär att en fysikalisk stabilisering eller annan metod för grundförstärkning måste användas vid ett eventuellt nyttiggörande av sedimenten. För nyttiggörande i en fyllning med måttliga krav på hållfasthet bedöms kostnaden för stabilisering till ca 100 kr/m<sup>3</sup>.

## 7.5 Slutligt omhändertagande av sediment

### 7.5.1 Allmänt

Oavsett behandling måste de förorenade sedimenten eller behandlingsresten slutligt omhändertas i en deponi. Vid ett lokalt omhändertagande kan detta ske i en traditionell deponi på land eller i en invallad fyllning under vatten.

### 7.5.2 Traditionell deponering

Med deponering avses här en placering av muddrade förorenade sediment och de uppgrävda förorenade massor på en plats med sådana skyddsåtgärder att placeringen uppfyller de krav som ställs i Förordningen (2001:512) om deponering av avfall. Deponering kan ske på en avfallsanläggning med tillstånd att ta emot och deponera de förorenade massorna, eller kan en ny deponi ("monodeponi") anläggas.

För deponering av förorenade sediment från Notviken finns främst följande alternativ:

- Luleå kommuns avfallsanläggning Sunderbyn,
- Piteå kommuns avfallsanläggning Bredviksberget,
- Befintliga anläggningar på längre avstånd,
- Lokal, nyanlagd deponi.

*Sunderbyns avfallsanläggning* (Luleå kommun) är den närmaste befintliga deponin. Deponin är dessutom lokaliserad så att det skulle vara möjligt att vid sugmuddring pumpa muddermassorna i slutledningen hela vägen fram till avfallsanläggningen, och förlägga även avvattningen hit. Tillståndet för deponering vid Sunderbyn upphör dock vid utgången av 2011. Bortsett från deponeringen kommer verksamheten vid avfallsanläggningen dock att fortsätta. Vid ett senare genomförande av muddringsentreprenaden med utnyttjande av avfallsanläggningen behöver således ett nytt tillstånd för deponering, begränsat till muddermassorna, sökas.

*Bredviksbergets avfallsanläggning* (Piteå kommun) är ett befintligt alternativ, på längre avstånd från Notviken. I anläggningens tillstånd för deponering av icke-farligt avfall inryms även förorenade massor. Dock kan det även för Bredviksberget komma att krävas ett särskilt tillstånd. Detta eftersom muddermassorna delvis utgör organiskt avfall och att mängden avfall, tillsammans med det avfall som i övrigt tas emot vid anläggningen kan komma att överskrida den tillståndsgivna mängden.

*Befintliga anläggningar på längre avstånd* finns i till exempel Robertsfors (Ragn-Sells) och Norrköping (RGS90) är exempel på befintliga anläggningar, på förhållandevis långt avstånd, som får ta emot förorenade massor. Transporterna till dessa anläggningar blir dock långa. Med hänsyn till avstånden och samhällets intresse av energieffektiva transporter kan ett intressant alternativ därför vara transport med båt eller pråm till externa mottagare med möjlighet att ta emot sådana, t.ex. RGS 90 i Norrköping.

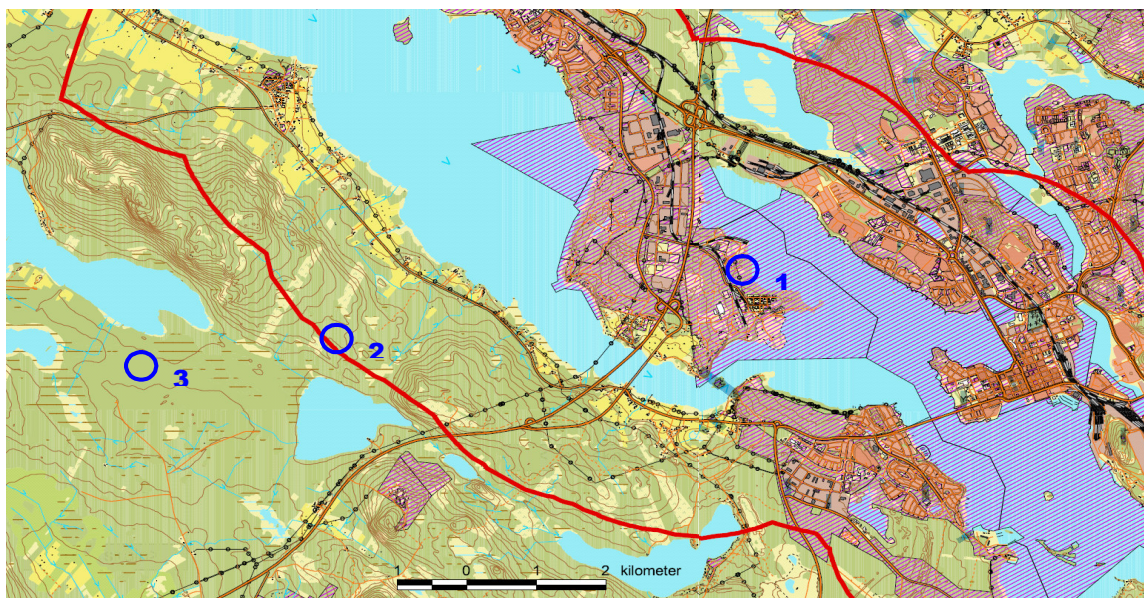
*En nyanlagd lokal deponi* kan anläggas i Karshäll eller på annan närbelägen plats. Vid nyanläggning av en deponi är anpassning till förordningens krav nödvändig. Vid anläggning av en "egen" deponi för förorenade massor av ett speciellt slag, som det i detta fall är fråga om, är det möjligt att vissa avsteg från krav i förordningen kan medges, t.ex. lätnader i kraven på barriärer under deponin. Några tidigare fall har visat detta för liknande deponier. Argumenten för sådana avsteg har bland annat varit lämplig lokalisering med hänsyn till andra faktorer (främst att behovet av grundvattenskydd kunnat bortses

från), kort drifttid och snabb sluttäckning, vilket medför kort exponeringstid och liten lakvattenproduktion. Bland nackdelarna med att välja egen deponi är tillståndsprocessen och det långsiktiga åtagande som ligger i bl.a. egenkontroll i efterbehandlingsfasen (för närvarande minst 30 år efter avslutning).

Urgrävning/muddring och deponering på en extern deponi godkänd för farligt avfall är det vanligaste alternativet vid saneringar och efterbehandlings i Sverige. För muddringar med större omfattning är det dock vanligare med ”egna” monodeponier.

Muddringar i Notviken kommer att generera stora volymer förorenade muddermassor som måste tas om hand. Detta innebär att deponering vid någon av de anläggningar som idag har tillstånd för att ta emot denna typ av massor skulle generera ett stort transportarbete. Till detta kommer komplikationen med det delvis höga organiska innehållet, vilket innebär att ingen av dessa anläggningar har tillstånd att deponera massorna utan föregående förbränning. En ansökan om dispens kommer sannolikt att innebära att massorna måste deponeras i en monocell.

Med de stora volymer avfall som det är frågan om här blir det därmed intressant att anlägga en lokal deponi avsedd endast för muddermassorna. I en översiktlig utredning av möjliga lokaliseringar har tre platser identifierats som sannolikt lämpliga med hänsyn till faktorer som hydrogeologiska förutsättningar för kontroll av lakvattenspridning, konflikter med andra intressen, transportavstånd, störningar m.m. Platsernas lägen framgår av Figur 9. Någon mer ingående lokalisering utredning har inte genomförts utan platserna ska tills vidare endast betraktas som exempel på platser där muddermassor sannolikt skulle kunna tas om hand. En mer omfattande lokalisering utredning måste genomföras i samband med projektering av åtgärderna, där även fältundersökningar av platsernas lämplighet genomförs.



Figur 9 Exempel på lokaliseringar för en nyanlagd deponi med muddermassor från Notviken.

De platser som preliminärt bedöms mest lämpliga för omhändertagande av muddermassorna är dels den f.d. barkdeponin vid Karlshäll, där muddermassorna kan deponeras på en befintlig deponi med bark som redan är förorenad med kvicksilver från verksamheten, dels kommunens avfallsanläggning vid Sunderbyn, där samordning kan ske med tillsyn och övervakning av anläggningen i övrigt. Deponering av muddermassorna vid avfallsanläggningen inryms inte i det befintliga tillståndet utan ett nytt

tillstånd för en monodeponi behöver sökas oavsett lokalisering. Till båda dessa platser kan sugmuddrade sediment enkelt pumpas varför avvattnings- och vattenrening kan förläggas till deponiplatsen. Deponering på andra platser bedöms preliminärt som mindre gynnsam, främst med hänsyn till att jungfrulig mark måste tas i anspråk.

Som framgått tidigare kan sedimenten tas emot på en deponi för icke-farligt avfall under förutsättning att en dispens från förbudet att deponera organiskt avfall kan erhållas. Följande krav ställs på en sådan deponi enligt förordningen (2001:512) om deponering av avfall:

- Lokalisering till ett område där de hydrogeologiska förhållandena är sådana att strömningstiden för lakvatten till närmsta recipient är minst 50 år (naturlig geologisk barriär), alternativt anläggs en konstgjord geologisk barriär som är minst 0,5 m tjock. Den konstgjorda barriären ska ha en skyddseffekt som motsvarar ett skikt med mäktigheten 1 m och en hydraulisk konduktivitet som är lägre än  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s. Denna ska kompletteras med en sidobarriär med god fastläggningskapacitet som allt ytligt avrinnande lakvatten måste passera. Denna sidobarriär skall träda i funktion när den aktiva uppsamlingen och behandlingen av lakvatten avslutas.
- Etablering av en artificiell botten tätning som begränsar läckaget till maximalt  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$ .
- Etablering av en bottendränering som är minst 0,5 m mäktigt och ett system för uppsamling av lakvatten.
- Etablering av en sluttäckning som begränsar lakvattenbildningen till maximalt  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$  även på lång sikt.

För alternativet Karlshäll bedöms strömningstiden för lakvatten till den närmaste recipienten (Notviken) inte vara så lång som 50 år utan en konstgjord geologisk barriär kommer att behöva anläggas. Däremot är strömningstiden enligt uppgifter från kommunen tillräcklig vid lokalisering i Sunderbyn. Det är möjligt att de övriga två platserna uppfyller kraven på strömningstid, beroende på jordlagrens mäktighet och typ. Detta har dock inte undersökts.

Med hänsyn till sedimentens låga skjuvhållfasthet kan en deponi inte byggas med särskilt branta släntlutningar. Med en tillräckligt effektiv avvattnings- eller stabiliseringsanläggning, alternativt med en viss fysikalisk stabilisering, kan släntlutningen i den färdiga deponin antas till ca 1:10 vilket innebär att deponin inte blir särskilt yt-effektiv utan kommer att ta en förhållandevis stor yta i anspråk.

Utsläppen från en deponi bestäms av föroreningshalterna i lakvattnet och mängden lakvatten som bildas. I en deponi som är lokaliserad och byggd enligt förordningens krav bestäms lakvattenbildningen av infiltrationen av nederbörd. Efter sluttäckning regleras denna normalt av tätskiktets täthet, men kan även begränsas av en låg hydraulisk konduktivitet hos de deponerade, finkorniga sedimenten. För en deponi för icke-farligt avfall skall lakvattenbildningen (nederbördsinfiltrationen) begränsas till högst  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$ . De utförda undersökningarna av avvattnade sediment indikerar att sedimentens låga hydrauliska konduktivitet kommer att begränsa lakvattenbildningen till denna nivå, under förutsättning att överliggande skikt är väl dränerande så att inga vattentryck byggs upp. Oavsett detta bedöms det som lämpligt att installera separata tätskikt för att avskilja de förorenade massorna. Med hänsyn till avfallens karaktär bedöms det inte som möjligt att tillverka tätskikt genom utläggning och packning av täta jordar utan prefabricerad tätskikt typ syntetiska geomembran eller lergeomembran måste användas.

Med hänsyn till önskemålet att begränsa lakvattenbildningen bedöms det som gynnsammast att anlägga deponin med tätning av ett syntetiskt geomembran lagt direkt på de avvattnade sedimenten. Kombinationen av det syntetiska tätskiktet och sedimentens låga hydrauliska konduktivitet medför en beräkningsmässig lakvattenbildning som är betydligt lägre än  $1 \text{ l/m}^2/\text{år}$ , även om kvaliteten i utförandet

inte blir den bästa. Livslängden hos syntetiska geomembran kan visserligen ifrågasättas. Främst rör farhågorna åldringseffekter som kan medföra att materialet blir sprödare och spricker. Den låga lakvat-  
tenbildningen medför ändå att omfattande skador kan accepteras utan att funktionskravet  $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$   
äventyras. Alternativet är ett lergeomembran vars bentonitkomponent kan förutsättas vara beständig  
över tid, förutsatt att det omges av finkorniga skyddslager som kvarhåller bentonitleran även när geo-  
textilernas funktion upphör. Lakvattenbildningen blir beräkningsmässigt högre med denna typ av tät-  
skikt, men klarar med god marginal kraven på en deponi för icke-farligt avfall.

Kostnaden för att anlägga och sluttäcka en sådan deponi är i storleksordningen  $1\,000 - 1\,200 \text{ kr/m}^2$ ,  
motsvarande ca  $500 \text{ kr/m}^3$  deponerade sediment, exklusive transport och inläggning av avfall. Den  
höga kostnaden per volymenhet är en konsekvens av att sedimentens hållfasthet är låg och deponin  
därmed måste byggas med flacka släntlutningar. Stabilisering av avvattnade sediment för att öka håll-  
fastheten och medge att deponin byggs med brantare släntlutningar kan därmed visa sig vara fördelaktig  
till såväl med hänsyn till deponins funktion som med hänsyn till kostnadsbildningen.

För att möjliggöra kvantifiering av kvicksilverutsläpp från en deponi har prover av fibersediment och  
förorenade sediment utan fiber pressats på porvatten som sedan analyserats. Därefter har sedimenten  
torkats och lakats, för att undersöka om en oxidering av sedimenten skulle öka utlakningen. Kviksilver-  
verhalten i porvatten från fibersedimenten var  $62 \text{ ng/l}$  och i lakvatten efter torkning  $14 \text{ ng/l}$  medan  
motsvarande värden för metylkvicksilver var  $45 \text{ ng/l}$  respektive  $2 \text{ ng/l}$ . Försöken indikerar att oxide-  
ring inte kommer att öka utan snarare minska utlakningen av kvicksilver. Anmärkningsvärd är den  
höga metyleringsgraden som sannolikt orsakats av att försöken utförts i rumstemperatur under förhål-  
landen som knappast är representativa för förhållandena vare sig i sediment under vatten eller i en de-  
poni. För sediment utan fiber var halterna av kvicksilver och metylkvicksilver betydligt lägre.

Om man t.ex. antar en muddringsvolym kring  $150\,000 \text{ m}^3$  (motsvarar ungefär volymen av sediment  
med kvicksilverhalter över  $1 \text{ mg/kg TS}$ ) skulle den erforderliga ytan av en deponi med släntlutningen  
 $1:10$  bli ca  $65\,000 \text{ m}^2$ . Om lakvattenbildningen antas till  $10 \text{ l/m}^2/\text{år}$ , motsvarande effekten av ett lerge-  
omembran eller ett syntetiskt geomembran med omfattande skador, kan det årliga utsläppet av kvick-  
silver beräknas till maximalt ca  $0,04 \text{ g/år}$ . Detta utsläpp förutsätter att fibersediment fördelas över hela  
deponins yta. Detta är inte sannolikt eftersom fibersedimenten inte utgör mer än mellan  $50\,000$  och  
 $70\,000 \text{ m}^3$  av den totala förorenade volymen.

### 7.5.3 Invallad deponi

En annan typ av slutförvaring är deponering av de förorenade sedimenten genom fyllning i en invallad  
del av området bakom "täta" vallar. Därvid bör man tillse att muddermassorna i sin helhet hamnar un-  
der (grund)vattenytan och att resterande del av fyllningen upp till avsedd markyta utförs med annat  
material. Därigenom förhindras infiltration av nederbörd i fyllningen och vattenomsättningen kommer  
enbart att styras av grundvattenflödet genom fyllningen. Givet att partiklar inte kan erodera ur fyll-  
ningen (vilket kan undvikas relativt enkelt) styrs utsläppen av en förorening från en sådan fyllning av  
ekvationen:

$$u = c \cdot k \cdot i \cdot A, \text{ där}$$

$u$  = utsläpp av respektive förorening,

$c$  = koncentration i löst form av respektive förorening i fyllningens porvatten

$k$  = hydrauliska konduktiviteten ("tätheten mot vattengenomträngning") i materialet mellan fyllning-  
en och havsvattnet, alternativt fyllningens hydrauliska konduktivitet

$i$  = hydrauliska gradienten mätt mellan havsytan utanför och grundvattenytan i utfyllnaden,

$A$  = tvärsnittytan vinkelrätt gradientens riktning



Utöver ovanstående utsläpp, som baseras på vattenmolekylernas rörelse (konvektiv strömning till följd av tryckgradienten), finns även diffusion som är styrd av koncentrationsgradienten (skillnaden i koncentration av respektive förorening i porvattnet och havsvattnet). Diffusionen är dock vid en vallkonstruktion normalt underordnad konvektionen, varför diffusionen inte tas med i denna fas av utredningen.

Den drivande kraften för utsläpp från fyllningen är således den hydrauliska gradienten ( $i$ ), dvs tryckskillnaden mellan havsytan och grundvattenytan i fyllningen. Återhållande kraft är tätheten ( $k$ ) hos fyllningen och vallen. Själva källtermen i fyllningen ( $c$ ) utgörs av den mobila delen av respektive förorening, i detta fall koncentrationen av respektive förorening i löst form.

Den hydrauliska gradienten kommer långsiktigt att styras av havsytan och omgivande marknivåer eller avrinningsmöjligheter uppströms fyllningen. Utförda försök visar att den hydrauliska konduktiviteten hos sedimenten efter konsolidering kommer att underskrida  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s, dvs. en täthet som motsvarar en normal svensk lera. Därigenom blir tätningen i vallen av underordnad betydelse (utom som partikelfilter) eftersom fyllningens utsträckning är så mycket längre. Den hydrauliska gradienten kommer att utbildas över hela fyllningens bredd vilket innebär att gradienten blir liten eftersom tryckskillnaden begränsas av höjdskillnaden mellan havsytan och markytans nivå innanför fyllningen.

För att beräkna kvicksilverutsläppet från en fyllning som ligger under (grund)vattenytan krävs också kännedom om fyllningens geometri. Om man antar att denna är 4 m mäktig inryms  $150\,000\text{ m}^3$  inom en yta av  $200 \times 200\text{ m}^2$ . Den gradient som kan utbildas över en sträcka av 200 m bedöms inte kunna överstiga 0,01 (motsvarar en grundvattenyta på insidan av fyllningen som är 2 m högre än utanförliggande vattenyta). Den yta som exponeras för genomströmning av grundvatten blir ca  $800\text{ m}^2$ . Utsläppen av kvicksilver kan med dessa antagande beräknas till 15 ng/år, dvs betydligt lägre än för en traditionell deponi.

## 7.6 Sammanfattande bedömning av åtgärdsmetoder för Notvikens sediment

Av genomgången av åtgärdsmetoder framgår att såväl jordtäckning som muddring av de förorenade sedimenten är möjliga efterbehandlingsmetoder medan geltäckning och täckningar enbart med geosynteter bedöms som mindre lämpliga. Såväl täckning som muddring bedöms kunna uppfylla åtgärdsmålen på samtliga åtgärdsnivåer. Den främsta skillnaden mellan metoderna vad avser deras funktionssätt är att vid täckning isoleras föroreningen på plats medan den vid muddring isoleras på annan plats. En ytterligare skillnad, som dock inte bedöms ha avgörande betydelse, är att vid täckning kommer den nya sjöbotten inom det täckta området sannolikt att ha lägre kvicksilverhalter i ytan än vid muddring. Detta eftersom muddringens omfattning begränsas av mätbara åtgärds mål eller åtgärdskrav medan täckningsmaterial som förs in från annan plats kan förutsättas vara helt opåverkat av kvicksilver. En viss återkontaminering av de täckta ytorna kan dock förväntas pga. internspridning från de ytor med lägre föroreningshalter (än åtgärdskravet) som inte omfattas av täckningsåtgärderna.

De särskilda svårigheter och hinder som identifierats i Notviken är delvis gemensamma för båda åtgärdsmetoderna:

1. Fibersedimentens lösa karaktär.
2. Riklig förekomst av sjunktimmer och liknande hinder i området med fibersediment.

För täckning innebär sedimentens lösa karaktär och förekomsten av hinder att utläggning av täckningsmassor avsevärt försvåras. För att en täckning skall lyckas bedöms att en stor del av de hinder som finns på botten måste tas bort och att en armering med hopsydd vävda geotextiler med hög hållfasthet måste läggas ut och förankras innan täckningen kan läggas ut. En lämplig täckningsmäktighet över armeringen kan vara sammanlagt 0,5 m. Täckningen måste sannolikt föras på lagervis i minst två

lager för att inte skjuvbrott och förskjutningar av sedimenten ska inträffa. Med hänsyn till strömnings-hastigheterna i viken bedöms det som lämpligt att dela täckningen i ett undre lager om 0,2 m bestående av t.ex. krossmaterial i fraktionen 0-8 mm och ett övre lager om 0,3 m i fraktionen 0-32 mm som erosionskydd. Det ska observeras att ett ytterligare erosionskydd i framtiden kan behöva läggas ut på delar av täckningen för det fall landhöjningen kommer att innebära en mer omfattande erosion av stränderna i området.

Förfarandet innebär att täckningsåtgärder kommer att bli relativt kostsamma. I tidigare genomförda projekt har kostnaderna varierat mellan 100 kr/m<sup>2</sup> och 1400 kr/m<sup>2</sup> (erfarenheter från flera internationella projekt redovisade av Naturvårdsverket, 2003). Med utgångspunkt från de redovisade erfarenheterna och de arbetsmetoder som använts i de respektive fallen bedöms kostnaden för täckning av Notvikens sediment till i storleksordningen 700 kr/m<sup>2</sup> inklusive armerande geotextil.

För muddring innebär den lösa karaktären hos fibersedimenten att utrustningar särskilt anpassade för att begränsa grumling och spridning av partiklar måste användas. I praktiken innebär detta att muddring måste utföras med sugmudderverk utrustade med inkapslad skruv eller liknande munstycke, alternativt som frysmuddring. Liksom i fallet med täckning måste hinder avlägsnas särskilt om sugmuddring utförs medan de kan lyftas i samband med muddringen om frysmuddring tillämpas.

För borttagning av hinder behöver området med fibersediment avskärmas med skyddsskärmar av geotextil för att uppgrumlade partiklar inte ska spridas utanför det område som ska åtgärdas. Skärmarna hängs i flottörer och förankras i botten så att en fullständig avskärmning erhålls. Dessa skärmar kommer även att fylla en funktion för det fall täckning av sedimenten väljs. Erfarenheterna från andra projekt visar att grumlingen av finmaterial från täckmassorna kan bli avsevärd i samband med utläggning. Skärmarna kan även bibehållas som ett extra skydd mot spridning av partiklar vid muddring, även om tidigare erfarenheter visar att detta knappast behövs under förutsättning att rätt muddringsteknik tillämpas (dock behövs alltid skärmar i samband med eventuell grävuddring).

Den efterföljande behandlingen av muddrade sediment bedöms kunna begränsas till avvattnings och deponering i en separat cell i en deponi för icke-farligt avfall. För fibersedimenten som har en hög organisk halt och relativt höga kvicksilverhalter kan även en efterföljande förbränning bli aktuell. Det är dock tveksamt om detta är motiverat ur miljösynpunkt eftersom kvicksilvret är hårt bundet i sedimenten och såväl rökgasreningskondensat som bottenaska från förbränningsprocessen sannolikt kommer att behöva omhändertas i en deponi. Alternativet måste dock beaktas eftersom deponering av organiskt material i utgångsläget är förbjudet. Den aspekt som kan motivera en behandling av muddermassorna framför enbart deponering är de framtida fördelar som kan uppnås genom att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre utrymmebehov för deponering. Kviksilveravfallet som kvarstår efter behandling kommer sannolikt att deponeras i en större deponi med annat liknande farligt avfall. Behovet av framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska.

## 8 Förslag till ambitionsnivåer och mål för åtgärder

Med hänsyn till resultatet av riskbedömningen kan åtgärder med olika långtgående ambitionsnivåer och åtgärds mål väljas, vilka i olika utsträckning tillgodoser behovet av en riskreduktion. Som underlag för en riskvärdering har fem olika ambitionsnivåer för efterbehandling av Notvikens sediment studerats. Dessa ambitionsnivåer med tillhörande åtgärds mål framgår av Tabell 1.

Syftet med denna uppdelning i åtgärdsnivåer är att möjliggöra en värdering där nyttan av olika åtgärder kan vägas mot kostnaderna för dessa och även andra konsekvenser. Som framgår av tabellen ökar

nyttan med åtgärderna med ökande omfattning, liksom kostnaderna kan förväntas öka då omfattningen ökar.

Tabell 1 Sammanställning av ambitionsnivåer och åtgärds mål för dessa

Ambitionsnivå	Åtgärds mål	Konsekvenser och mätbara åtgärds-mål
0. Inga åtgärder	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår.	
1. Övervakning i kombination med administrativa restriktioner för områdets nyttjande	Spridningen av föroreningar skall inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp i området.	Spridningen kvarstår på samma nivå som idag, liksom effekterna på ekosystemen och osäkerheten om den framtida utvecklingen, som dock följs upp.
2. Åtgärder som omfattar den primära källan (fibersediment).	Spridningen av föroreningar skall minska.	Fibersediment med högre kvicksilverhalter än 5 mg/kg avlägsnas. Ca 75 kg kvicksilver tas omhand.
3. Åtgärder som omfattar även den sekundära källan	Spridningen av föroreningar och halter i biota ska minska.	Sediment med kvicksilverhalter över 1 mg/kg avlägsnas. Ca 110 kg kvicksilver tas omhand.
4. Åtgärder för att återställa sedimentmiljön i hela viken	Spridning och konstaterade effekter i Notviken skall elimineras.	Halterna av kvicksilver i sediment i Notviken skall begränsas till maximalt 0,3 mg/kg. Ca 170 kg kvicksilver tas om hand

*Nollalternativet* innebär att inga åtgärder vidtas utan dagens situation kvarstår oförändrad. I detta alternativ vidtas heller inga andra administrativa åtgärder än de allmänna regler för vattenverksamhet som redan gäller enligt miljöbalken och som innebär att åtgärder som innebär arbeten i vatten (exempelvis muddring och byggande i vatten) måste tillståndsprövas.

*Nivå 1* innebär att administrativa styrmedel används för att begränsa risken för att spridningen av föroreningar skall öka i framtiden på grund av olika ingrepp eller aktiviteter som påverkar de förorenade sedimenten, exempelvis trafik med större båtar i de grunda inre delarna av viken. På detta säkerställs också att föroreningarna kommer att beaktas vid en framtida exploatering av vatten och intilliggande mark.

*Nivå 2* omfattar åtgärder mot fibersediment som har en föroreningshalt som överstiger 5 mg/kg TS. Dessa sediment är begränsade till ett område som bedöms utgöra den primära källan för spridning av kvicksilver. Åtgärden bedöms medföra att spridningen av föroreningen minskar och att restriktioner för användning av området ska kunna undvikas. Åtgärden bedöms dock få marginell effekt på upptaget av kvicksilver i biota.

*Nivå 3* omfattar även sekundärt förorenade områden med kvicksilverhalter större än 1 mg/kg TS. Detta bedöms medföra en ytterligare spridningsminskning i förhållande till åtgärdsnivå 2, men också en viss minskning av upptaget i biota. Denna minskning är dock inte möjlig att kvantifiera och det bör understrykas att inte heller detta alternativ kommer att innebära att sedimentmiljön i viken återställs till ett naturligt tillstånd. På lång sikt kan alternativet komma att medföra en återhämtning genom översedimentering av ej förorenat material.

Nivå 4 innebär att i princip alla förorenade sediment (kvicksilverhalter som överstiger 0,3 mg/kg TS) ska tas bort. Detta innebär att sedimentmiljön i hela viken bedöms kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd på relativt kort sikt.

Ambitionsnivåerna 2-4 innebär att reella (fysiska) åtgärder vidtas inom det förorenade sedimentområdet. För detta finns olika tänkbara åtgärdsmetoder. Nedan följer först en genomgång av möjliga metoder och därefter en slutlig bedömning av konsekvenserna vid tillämpning av olika metoder för de studerade ambitionsnivåerna.

## 9 Omfattning och effekter av åtgärder för respektive åtgärds mål

### 9.1 Administrativa styrmedel

Om inga fysiska åtgärder vidtas kan administrativa styrmedel vara ett sätt att säkerställa att kunskapen om de förorenade sedimenten vidmakthålls och att inga ingrepp vidtas i vattenområdet som kan förvärra situationen. Det område som främst är aktuellt att omfattas av sådana restriktioner är området med fibersediment. Fibersedimenten bedöms vara den primära källan för den fortsatta spridningen av kvicksilver och utgör också det mest förorenade området. Fibersedimenten innehåller trots den begränsade volymen ca hälften av allt kvicksilver i Notviken och ingrepp här kan få stora konsekvenser för spridningen.

De restriktioner som främst kan bli aktuella är reglering av exploateringar av vattenområdet och eventuellt också båttrafik.

Det styrmedel som är starkast är att länsstyrelsen förklarar området som ett *miljöriskområde* enligt 10 kapitlet i Miljöbalken och kopplat till detta utfärdar restriktioner som reglerar vilken verksamhet som får bedrivas inom området och hur detta får utnyttjas. Detta ger området ett starkt skydd mot ingrepp som kan förvärra situationen. Det bedöms dock som mindre troligt att detta styrmedel kan utnyttjas förutsatt dagens praxis; ännu har inget område i Sverige ansetts vara tillräckligt förorenat för att utgöra ett miljöriskområde. Därtill kommer att omfattande utredningar krävs av länsstyrelsen innan ett sådant beslut kan fattas. Mot bakgrund av detta och att riskerna med kvicksilver i Notviken idag ändå måste betecknas som begränsade kan det knappast motivera att området klassas som miljöriskområde.

En annan möjlighet är att användningen av området regleras i *kommunens detaljplan*. Det skydd som detta ger är inte lika starkt eftersom en detaljplan relativt lätt kan ändras i framtiden. En anteckning i detaljplanen innebär ändå att kunskapen dokumenteras för framtiden och säkerställer att förekomsten av kvicksilver kommer att vara känd och kan beaktas vid framtida planändringar och exploateringar. Detta kan kompletteras med en anteckning i fastighetsregistret som säkerställer att området inte kan säljas utan att kvicksilverförekomsten blir känd för köparen.

### 9.2 Nivå 2 - Åtgärder omfattande fibersediment

Denna åtgärd omfattar en yta som är ca 105 000 m<sup>2</sup> stor med upp till 2 m mäktiga fibersediment med en sammanlagd volym om ca 65 000 m<sup>3</sup> och en kvicksilvermängd om ca 75 kg, se Bilaga 2. Genom att åtgärda detta område bedöms den fortsatta spridningen av kvicksilver kunna begränsas avsevärt, dels eftersom närmare hälften av det kvicksilver som finns i Notviken omfattas, dels eftersom dessa sediment återfinns på relativt grunda bottnar där resuspensionen är stor. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna en kvantifiering av vilken spridningsminskning som kan förväntas. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 5 mg/kg TS.
- Ca 75 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Även om spridningen minskas är det osäkert om det upptag av kvicksilver som konstaterats i biota (snäckor och fisk) kommer att minska. Detta beror på att område med fibersediment idag är i stort sett sterilt och upptaget förmodas ske i första hand inom de övriga förorenade bottenarna. Åtgärden kommer dock att medge att även detta område på sikt kan koloniserats av sedimentlevande organismer.

Genom att åtgärden omfattar de grundaste delarna av det område där föroreningar återfinns undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida utvecklingen kopplad till landhöjningen. Osäkerheterna kring utvecklingen av metyleringen kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökad biomasseproduktion kvarstår. De kvarlämnade halterna är i en storleksordning som sannolikt skulle medföra ett ökat upptag i biota om omgivningsförhållandena skulle förändras så att de kommer att motsvara dagens förhållanden i södra Sverige.

En nackdel med att åtgärda endast en begränsad del av källområdet är att det åtgärdade området på lång sikt i viss utsträckning kan komma att återkontamineras genom spridning det närmast utanförlyggande området, där sediment med kvicksilverhalter upp till 5 mg/kg TS kommer att återfinnas. Återkontamineringen kommer dock inte att äventyra det mätbara åtgärdsområdet eftersom inga sediment med högre halter kvarlämnas i ytliga sediment. En eventuell återkontaminering bedöms heller inte medföra några andra konsekvenser än de som idag föreligger i området utanför fibersedimenten.

Inom ett begränsat område utanför området med fibersediment återfinns sediment med kvicksilverhalter mellan 5 och 10 mg/kg TS under ytsedimenten (djupintervallet 15-30 cm i sedimenten). Eftersom dessa överlagras av sediment med lägre halter (i intervallet 1-5 mg/kg TS) omfattas dessa inte av åtgärder i detta alternativ. Risken för resuspension av de överlagrade sedimenten bedöms som liten.

### **9.3 Nivå 3 - Åtgärder omfattande området med höga kvicksilverhalter (>1 mg/kg TS)**

Denna åtgärd omfattar en yta om ca 275 000 m<sup>2</sup> med en förorenad sedimentvolym om ca 152 000 m<sup>3</sup> med en total kvicksilvermängd om ca 110 kg, se Bilaga 2. Genom att åtgärda detta område bedöms den fortsatta spridningen av kvicksilver kunna begränsas ytterligare något i förhållande till nivå 2, men även upptaget av biota bedöms komma att minska i ett medellångt perspektiv. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna en kvantifiering vare sig av vilken spridningsminskning eller vilken minskning av upptaget i biota som kan förväntas. Mätbara åtgärdsområden kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 1 mg/kg TS.
- Ca 110 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Genom att åtgärden liksom nivå 2 omfattar de grundaste delarna av de områden där föroreningar återfinns undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida exponeringen kopplad till landhöjningen. Osäkerheterna kring utvecklingen av metyleringen kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökad biomasseproduktion kvarstår i viss utsträckning. I södra Sverige har t.ex. Örserrumsviken i Västerviks kommun sanerats med denna haltgräns för sediment. Saneringen avslutades 2003 och vid uppföljningar 2007 hade halten av kvicksilver i ettårig abborre sjunkit från en nivå över livsmedelsverkets kostrekommendationer ned till halter motsvarande de som återfinns i Notviken i dag (Andersson och Nilsson, 2008).

#### 9.4 Nivå 4 - Åtgärder omfattande hela det förorenade området (>0,3 mg/kg TS)

Denna åtgärd omfattar en yta om ca 1 200 000 m<sup>2</sup> och en förorenad sedimentvolym om ca 410 000 m<sup>3</sup> med en total kvicksilvermängd om ca 170 kg, se Bilaga 2. Alternativet omfattar hela det område som definierats som förorenat av verksamheten vid Karlshäll. Tyvärr medger inte underlaget från de genomförda undersökningarna inte heller på denna nivå en kvantifiering vare sig av vilken spridningsminskning eller vilken minskning av upptaget i biota som kan förväntas, även om detta förväntas närma sig den naturliga bakgrundens nivå. Mätbara åtgärds mål kan i stället vara att:

- Halterna av kvicksilver i ytliga sediment (0-15 cm) skall inte överstiga 0,3 mg/kg TS.
- Ca 160 kg kvicksilver ska isoleras från kontakt med biota.

Det första av de mätbara åtgärds målen sammanfaller med haltgränsen mellan det som i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag klassas som ”låga halter” och ”måttligt höga halter”. Halterna kommer dock fortfarande att kunna överskrida de naturliga bakgrundhalterna som återfinns i referensområdet uppströms Notviken i Luleälven varför upptaget i biota i viss utsträckning fortfarande kan komma att överstiga naturliga bakgrundsnivåer. Detta bedöms dock inte kunna medföra att några effektgränser överskrids.

Liksom för åtgärdsnivåerna 2 och 3 undanröjs också den osäkerhet som finns vad gäller den framtida exponeringen kopplad till landhöjningen. Möjligen kan en viss osäkerhet kvarstå kring den framtida utvecklingen av metylering och upptag kopplad till framtida uppvärmning och därav följande ökning av biomasseproduktionen. Det bedöms dock som osannolikt att metyleringen skulle kunna öka i en omfattning som skulle leda till risker för människors hälsa eller miljön i framtiden.

## 10 Kostnader för åtgärder beroende på teknikval och omfattning

Översiktliga kostnadsberäkningar har genomförts för åtgärder med de respektive ambitionsnivåerna 2, 3 och 4. För dessa har kostnader beräknats för de åtgärds metoder och kombinationer av metoder som bedömts som realistiska och genomförbara. Dessa är:

- a) Täckning av förorenade sediment med armerande geotextil och 0,5 m jord utlagd i två lager enligt avsnitt 7.6.
- b) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning och slutförvaring i en lokal deponi för icke-farligt avfall.
- c) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning, externt omhändertagande med förbränning av fibersediment och deponering av förbränningsrester samt slutförvaring av övriga sediment i en lokal deponi för icke-farligt avfall.
- d) Muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning på plats och externt omhändertagande av samtliga sediment. För detta alternativ räknas i första hand med båttransport till extern anläggning, t.ex. Savaterra i Kemi eller RGS 90 i Norrköping.

Entreprenadkostnaderna för de respektive muddringsalternativen har beräknats utgående från efterkalkyler och erfarenheter från genomförda objekt samt inhämtade uppgifter om mottagningskostnader vid externa anläggningar. För lokal deponering har antagits att en separat deponicell anläggs vid Luleå kommuns avfallsanläggning i Sunderbyn. Kostnaderna kan anses vara representativa även för övriga identifierade lokala alternativ, dock med undantag för att kostnader för markförvärv inte medräknats. Om en deponi anläggs vid Karlshäll kan kostnaderna reduceras något. Detta har dock inte så stor betydelse.

delse för slutkostnaden. Om deponeringen utförs som en fyllning inom invallat område är det dock möjligt att reducera kostnaderna i större utsträckning.

De kostnader som anges för muddringsalternativen hänför sig till användning av sugmuddringsteknik. Kostnadsuppskattningar har genomförts även för frysmuddring, se Bilaga 3. Enligt uppskattningarna är skillnaderna i kostnader inte särskilt stora. Erfarenheterna av att använda frysmuddring i större projekt är begränsade och det är möjligt att frysmuddring kan visa sig vara ett ekonomiskt alternativ till sugmuddring

För täckningar är erfarenhetsunderlaget osäkrare och där har en bedömning gjorts av kostnaderna utgående från den sammanställning av slutliga kostnader för genomförda projekt med liknande täckningar som redovisas i Naturvårdsverket (2003).

Till entreprenadkostnaderna ska läggas kostnader för projektledning, projektering, byggledning, entreprenadkontroll och miljökontroll. Normala byggherrekostnader i bygg- och anläggningsprojekt är 25-35 % av entreprenadkostnaden. Erfarenheter från genomförda sedimentsaneringar i Sverige visar att dessa kostnader kan bli högre, bland annat beroende på hur omfattande miljökontroll som planeras och vilka föroreningar som hanteras. Byggherrekostnaden kan heller inte antas vara helt proportionell mot entreprenadkostnaden. T.ex. medför ett externt omhändertagande för slutförvaring en högre entreprenadkostnad men en lägre byggherrekostnad eftersom projektering, byggledning och kontrollarbeten för deponin bortfaller. Byggherrekostnaderna för de olika alternativen har därför bedömts utgående från dessa erfarenheter och arbetets bedömda omfattning i tid m.m. i stället för att antas som ett procentuellt påslag.

Kostnadsbedömningar utgående från dessa förutsättningar redovisas i översiktligt i Tabell 2. En mer detaljerad redovisning av kostnaderna uppdelad på olika poster, liksom förutsättningarna för beräkningarna, framgår av Bilaga 3. Det ska understrykas att kostnadsbedömningar i detta skede blir av överskådlig karaktär eftersom alla kostnadspåverkande projektspecifika faktorer inte är kända och kan beaktas. Mer trovärdiga kalkyler kan genomföras först i ett förprojekteringskede då bland annat geotekniska och hydrogeologiska undersökningar genomförs. Kostnaderna redovisas ändå utan osäkerheter angivna. Man bör dock utgå från att osäkerheten i ogynnsamma fall kan öka de beräknade kostnaderna med så mycket som 20-30 %.

Tabell 2 Bedömda kostnader för åtgärder beroende på omfattning och metodval

Metod	Bedömd kostnad		
	Ambitionsnivå 2	Ambitionsnivå 3	Ambitionsnivå 4
<i>Omfattning:</i>	105 000 m <sup>2</sup> 65 000 m <sup>3</sup> 75 kg Hg	275 000 m <sup>2</sup> 152 000 m <sup>3</sup> 110 kg Hg	1 120 000 m <sup>2</sup> 410 000 m <sup>3</sup> 160 kg Hg
a) Täckning	110 Mkr	230 Mkr	800 Mkr
b) Muddring med lokal deponering	75 Mkr	125 Mkr	230 Mkr
c) Muddring med externt omhändertagande av fibersediment	92 Mkr	165 Mkr	280 Mkr
d) Muddring med externt omhändertagande av alla sediment	-	230 Mkr	650 Mkr

Av tabellen framgår att täckning på plats bedöms som den mest kostnadskrävande metoden. Den främsta orsaken till detta är att föroeningen är spridd över stora ytor med förhållandevis liten mäktighet, vilket påverkar kostnadseffektiviteten.

Vidare framgår att de minst kostnadskrävande alternativen genomgående är muddring med omhändertagande av muddermassor i en projektintern deponi (metodalternativ b). Ett externt omhändertagande av samtliga muddermassor genom termisk behandling bedöms öka kostnaderna avsevärt, men även ett externt omhändertagande genom behandling av enbart fibersediment innebär en stor fördyring i förhållande till deponeringsalternativet.

De fördelar som kan nås med en behandling är främst att kvicksilver koncentreras i en mindre volym avfall med höga kvicksilverhalter. En mindre volym innebär ett mindre deponeringsbehov och att avfallet sannolikt kommer att deponeras i en större deponi med liknande farligt avfall. Framtida tillsyn och kontroll kommer därmed att minska. Genomförda undersökningar visar dock att kvicksilver är bundet i matrisen på ett sådant sätt att utlakningen vid deponering av de förorenade sedimenten efter avvattning kommer att bli liten. Alternativet med enbart deponering innebär förutom behovet av deponeringsutrymme och ett utökat behov av framtida tillsyn och kontroll också ett behov av dispens från förbudet att deponera organiskt avfall. För- och nackdelar med de olika behandlingsalternativen får ställas mot varandra i en riskvärdering.



## 11 Referenser

- AB Bothniakonsult, 2005. *Karlshäll. Fördjupad förstudie*. Uppdragsnummer 0422. 2005-12-14.
- Andersson, S. och Nilsson, J., 2008. *Analys av Hg och PCB i abborre från Ötrserumsviken*. Högskolan i Kalmar, Naturvetenskapliga institutionen, mars 2008.
- Avfall Sverige, 2007. *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. Rapport 2007:01. ISSN 1103-4092.
- Envipro Miljöteknik, 2008. *Referensundersökning*. Huvudstudie Karlshäll rapport 2007:06.
- J&W, 1994. *Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll*.
- Luleå kommun, 1989. *Effekter av utsläpp av fenykvicksilver till Notviken, Luleå kommun*. Miljöprogram etapp II. Rapport 1989:7.
- Luleå kommun, 1990. *Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vatten i Notviken, Luleå kommun*. Luleå kommun, miljö- och hälsoskyddskontoret, Rapport 1990:7.
- Luleå kommun, 1993. *Fördjupad Översiktsplan – Luleå tätort*. Generella och områdesvisa rekommendationer. Antagen av kommunfullmäktige 1993-04-26.
- Luleå kommun, 1999. *Förorenad mark i Luleå*. Luleå kommun, miljö- och hälsoskyddskontoret. Rapport 1999:3.
- Länskartor, 2008. [www.gis.lst.se](http://www.gis.lst.se). 2008-01-29.
- Miljömanagement Svenska AB, 2007. *Kartering av förorenade sediment vid Karlshäll, Luleå*. Huvudstudie Karlshäll, rapport 2007:08. 2007-11-29.
- MRM Konsult AB, 1995. *Vattenkontroll i samband med spontningsrabeten*.
- MRM Konsult AB, 2001: *Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning träsliperi – Karlshäll 2*. MRAP 901043, 2001-10-29.
- Naturvårdsverket 2003. *Efterbehandling av förorenade sediment – en vägledning*. Naturvårdsverket Rapport 5254.
- Pelagia Miljökonsult AB, 2007. *Del av huvudstudie av förorenade sediment iniom fastighet Karlsvik 1:1 i Notrviken, Lule kommun. Kompletterande biologiska undersökningar..* Huvudstudie Karlshäll, rapport 2007:07. 2007-03-16, reviderad 2007-09-20.
- RagnSells AB, Robertsfors 2008. *Muntliga kontakter*.
- Ramböll, 2008, *Vattenströmning Karlshäll*. Huvudstudie Karlshäll, rapport 2007:09. 2008-06-05  
RGS 90, Norrköping, 2008. *Muntliga kontakter*.
- SAKAB AB, Kumla, 2008. *Muntliga kontakter*.

Savaterra, Kemi, Finland, 2008: *Muntliga kontakter.*

SGAB, 1989. *Radarmätning över fiberbank vid Notviken.* IRAP 89044, 1989-08-14.

**Resultat från CRS-försök på avvattnade sediment**



*Datum*  
2007-09-12

*Ert datum*

*Beteckning*  
2-0704-0296:3

*Er beteckning*

*Vår referens*

Pär Elander  
Envipro Miljöteknik AB  
Repslagaregatan 19  
582 22 Linköping

## Laboratorieundersökningar

Till Statens geotekniska institut inkom, 070827, 2 st. störda prover (slam) med begäran om CRS-försök.

Laboratorieundersökningen är nu avslutad.

Resultaten redovisas i tabell 1 och i diagram 1- 2ab och c.

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT  
Avd. Geomaterial och Modellering  
Uppdragsledare

*Inga-Maj Kaller*

Inga-Maj Kaller

**SAMMANSTÄLLNING AV CRS-FÖRSÖK** SS 027126, utgåva 1

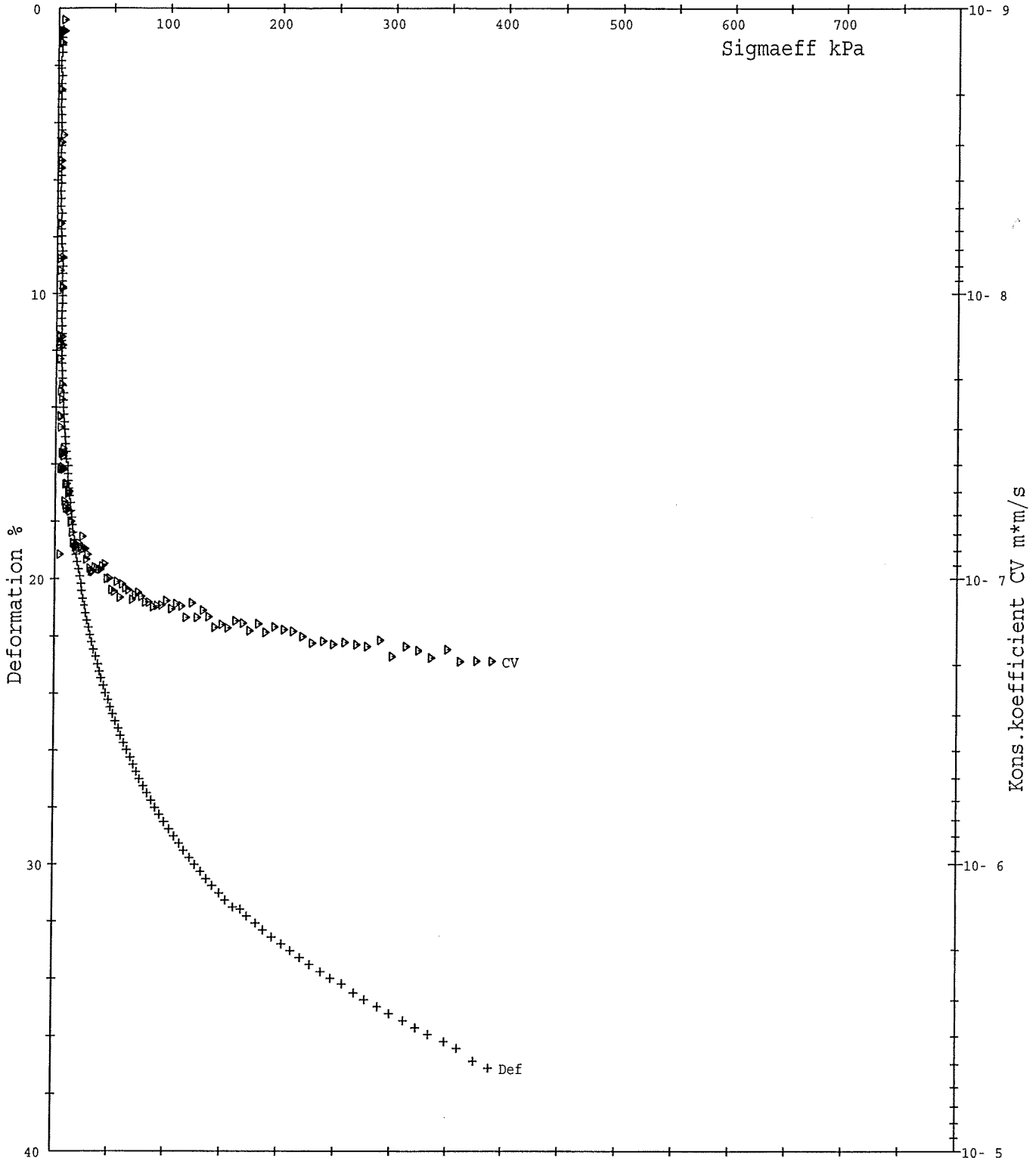
<b>Beställare:</b> Pär Elander Envipro Miljöteknik Repslagaregat.19 582 22 Linköping										
									Tabell	1
									Dnr	2-0704-0296:3
Ankomstdatum		Provtagningsredskap		Laboratorieundersökning			Datum		Datum	
070827		-		070905-070912			Utförd av IMK		2007-09-12	
									Teknisk ledare <i>Inga-Mari Kalle</i>	
Prov- beteck- ning	Den- sitet CRS t/m <sup>3</sup>	$\sigma'_c$ kPa	$M_L$ kPa	$\sigma'_L$ kPa	$M'$	Permea- bilitet m/s	$\beta_k$	$c_{v\min}$ m <sup>2</sup> /s	$\sigma'_c$ Hansbo kPa	Anmärkning
1B	1,52					$(1 \cdot 10^{-8})$	(3,9)			Proverna lufttorkades något före de packades in i ödometerring. w=82%
2B	1,27					$(3 \cdot 10^{-9})$	(3,6)			w=136%

Mätosäkerhet ej framtagen, ej relevant.

R5 2006-03-16

Ackrediterat laboratorium utses av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt lag. Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller enbart för de provade materialen.

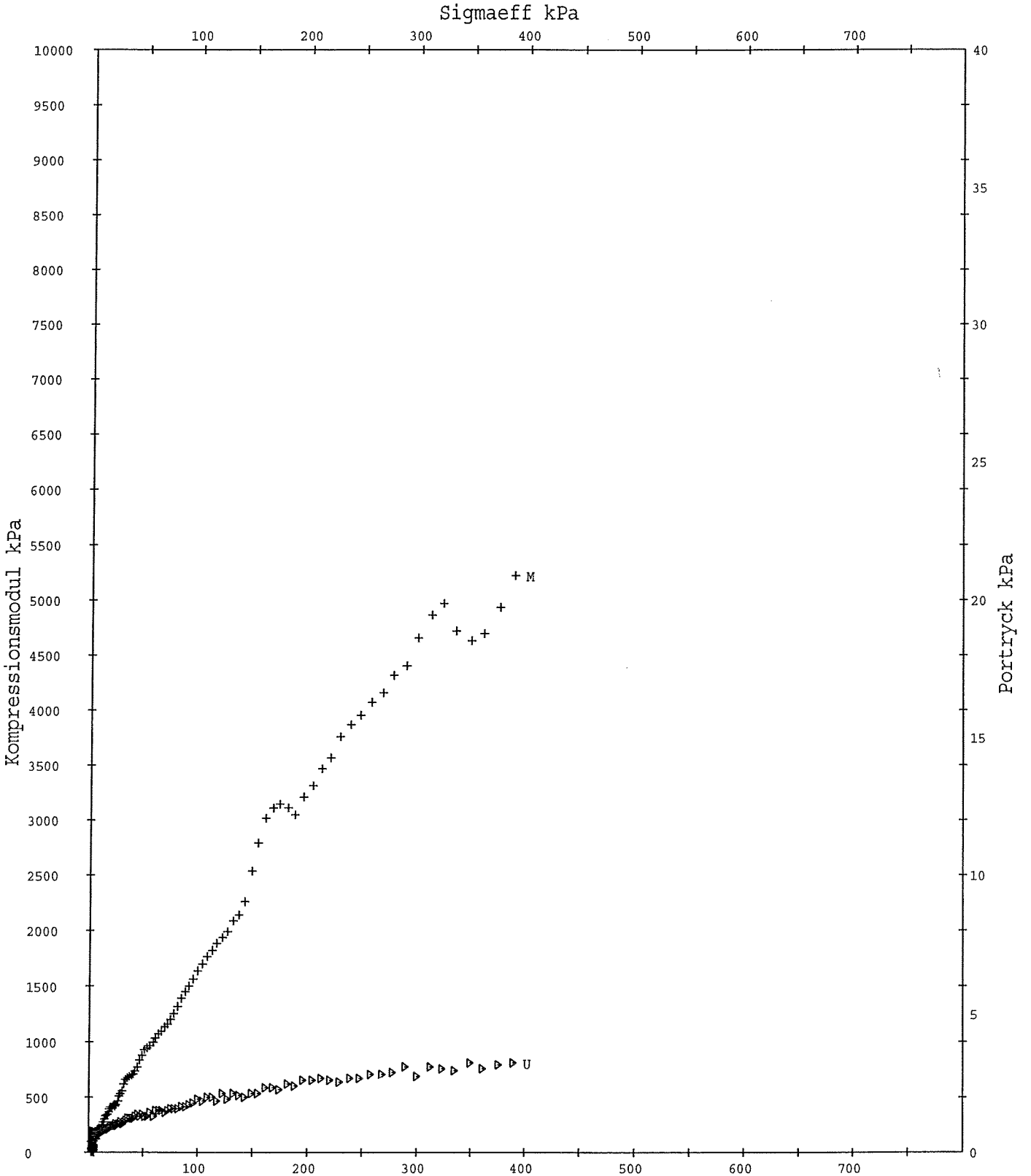
Statens	Ödometer nr	3	Projekt	2-0704-0296:3
Geotekniska	Defhast. %/h	0.8	Sekt/hål	Prov 1B
Institut	Densitet	1.52	Djup/nivå	- m
	H=20 mm D=50 mm		Prel. ben	Slam
	Utrustningens egendeformation beaktad	1.03		



W = 82%

Sigma' C	M <sub>L</sub>	Sigma' L	M'	Perm. k	Beta-k
- kPa	- kPa	kPa		(1·10 <sup>-8</sup> ) m/s	(3.9)

Statens	Ödometer nr	3	Projekt	2-0704-0296:3
Geotekniska	Defhast. %/h	0.8	Sekt/hål	Prov 1B
Institut	Densitet	1.52	Djup/nivå	- m
	H=20 mm D=50 mm		Prel. ben	Slam
	Utrustningens egendeformation beaktad			1.03



SS 027126, utgåva 1

Ödometer nr 3

Projekt 2-0704-0296:3

Defhast. %/h 0.8

Sekt/hål Prov 1B

Densitet 1.52

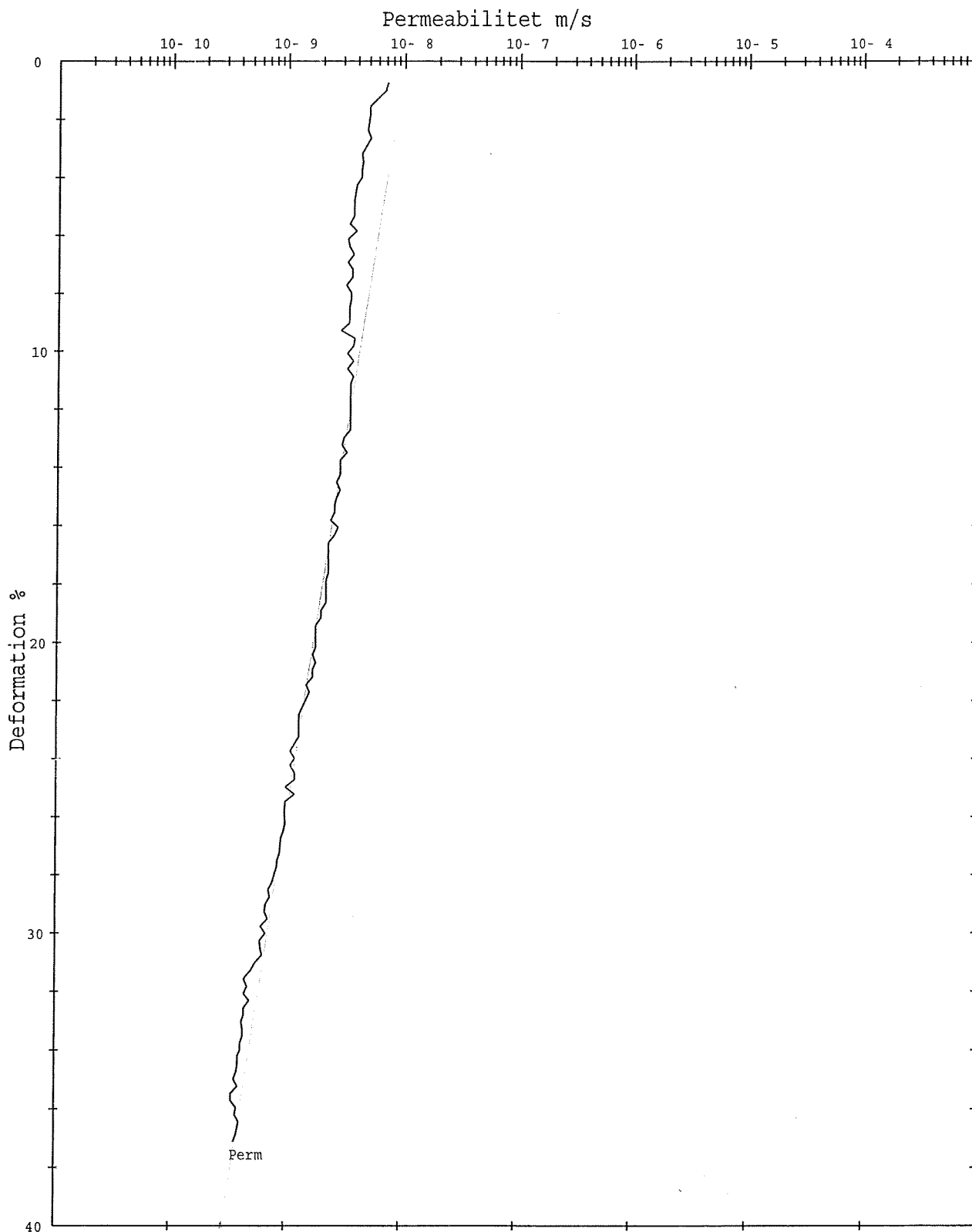
Djup/nivå - m

H=20 mm D=50 mm

Prel. ben Slam

Utrustningens egendeformation beaktad

1.03

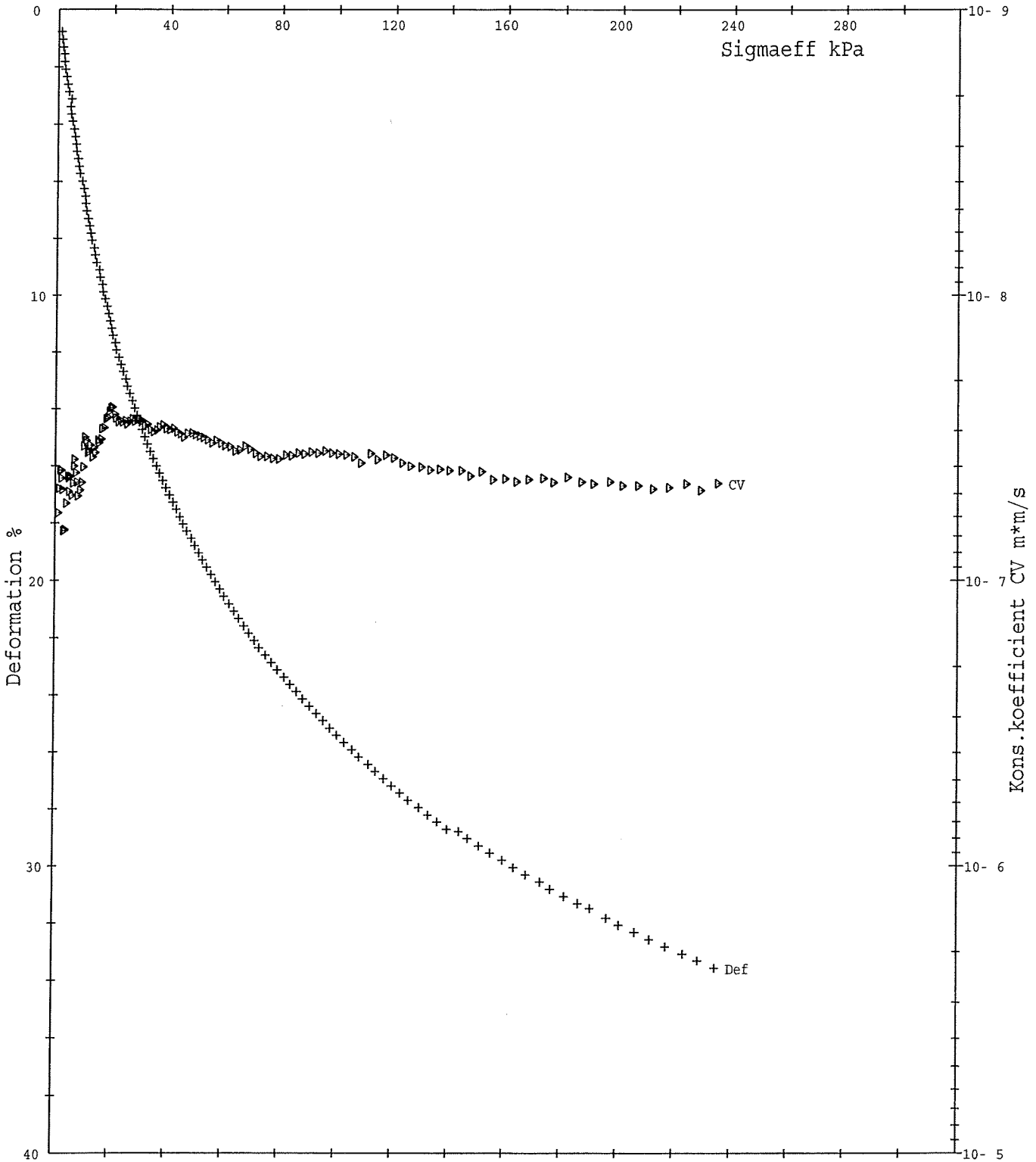




Statens  
Geotekniska  
Institut

SS 027126, utgåva 1  
Ödometer nr 3  
Defhast. %/h 0.8  
Densitet 1.27  
H=20 mm D=50 mm  
Utrustningens egendeformation beaktad

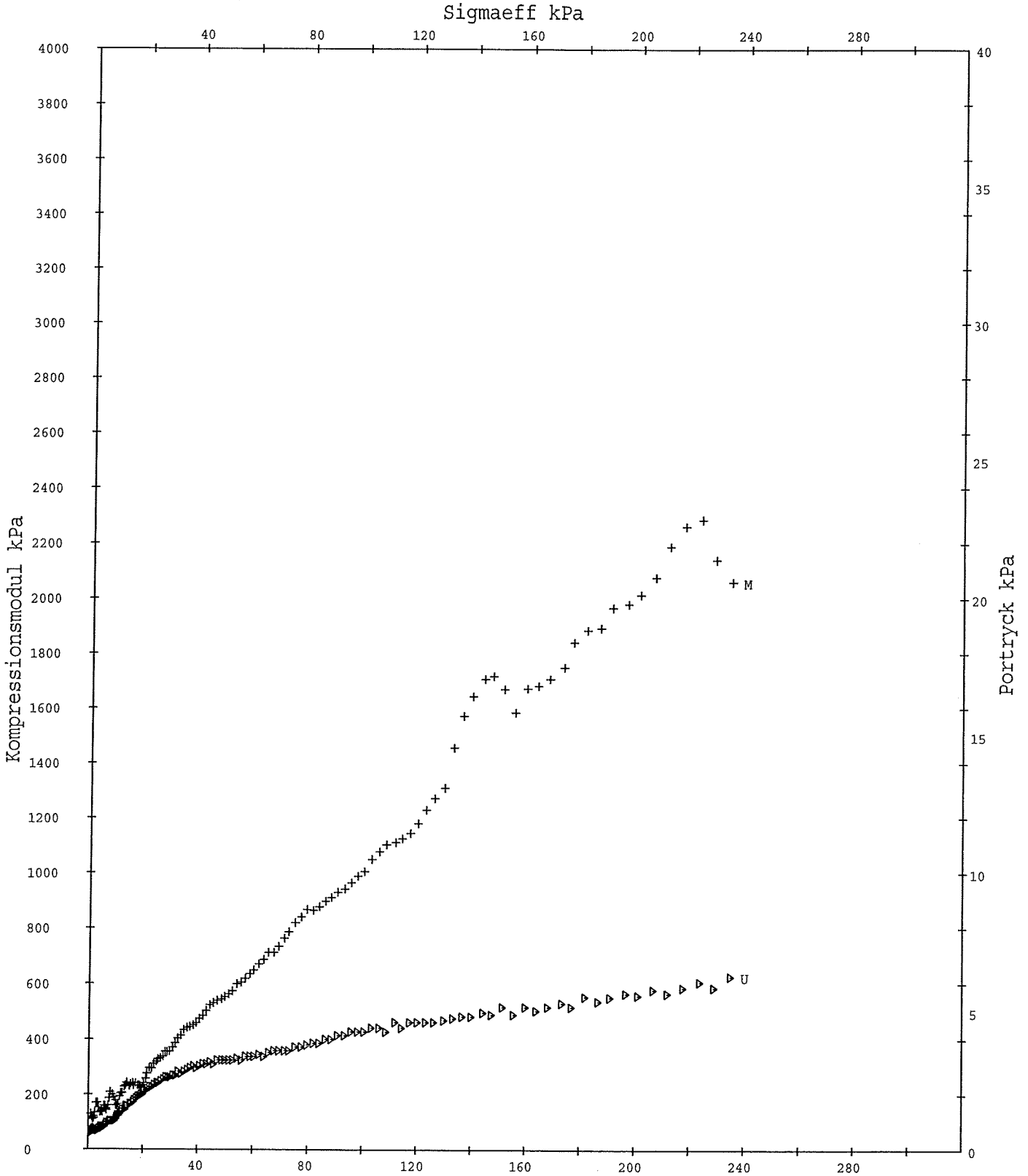
Projekt 2-0704-0296:3  
Sekt/hål Prov 2B  
Djup/nivå - m  
Prel. ben Slam  
1.03



$W = 136 \%$

Sigma' C	M <sub>L</sub>	Sigma' L	M'	Perm. k	Beta-k
— kPa	— kPa	kPa		$(3 \cdot 10^{-9})$ m/s	(3.6)

Statens	Ödometer nr	3	Projekt	2-0704-0296:3
Geotekniska	Defhast. %/h	0.8	Sekt/hål	Prov 2B
Institut	Densitet	1.27	Djup/nivå	- m
	H=20 mm D=50 mm		Prel. ben	Slam
	Urustningens egendeformation beaktad			1.03



070912 1711

SS 027126, utgåva 1

Ödometer nr 3

Projekt 2-0704-0296:3

Defhast. %/h 0.8

Sekt/hål Prov 2B

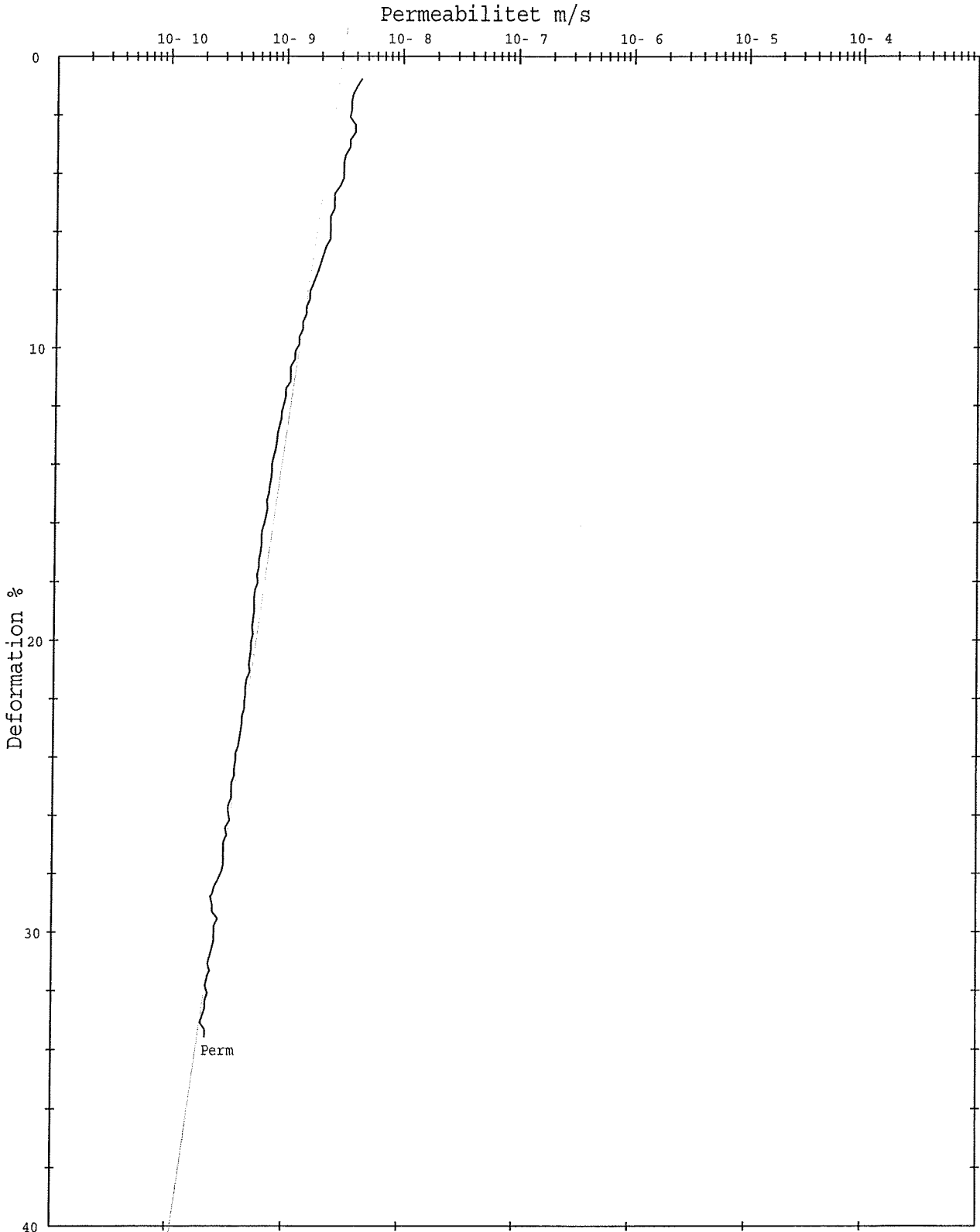
Densitet 1.27

Djup/nivå - m

H=20 mm D=50 mm

Prel. ben Slam

Utrustningens egendeformation beaktad 1.03



**Avgränsning av åtgärder beroende på  
val av alternativ avseende omfattning**

# Ambitionsnivå 2: Fibersediment med [Hg] >5 mg/kg TS

**Teckenförklaring**  
**Muddringsdjup Alt 2**  
(meter)

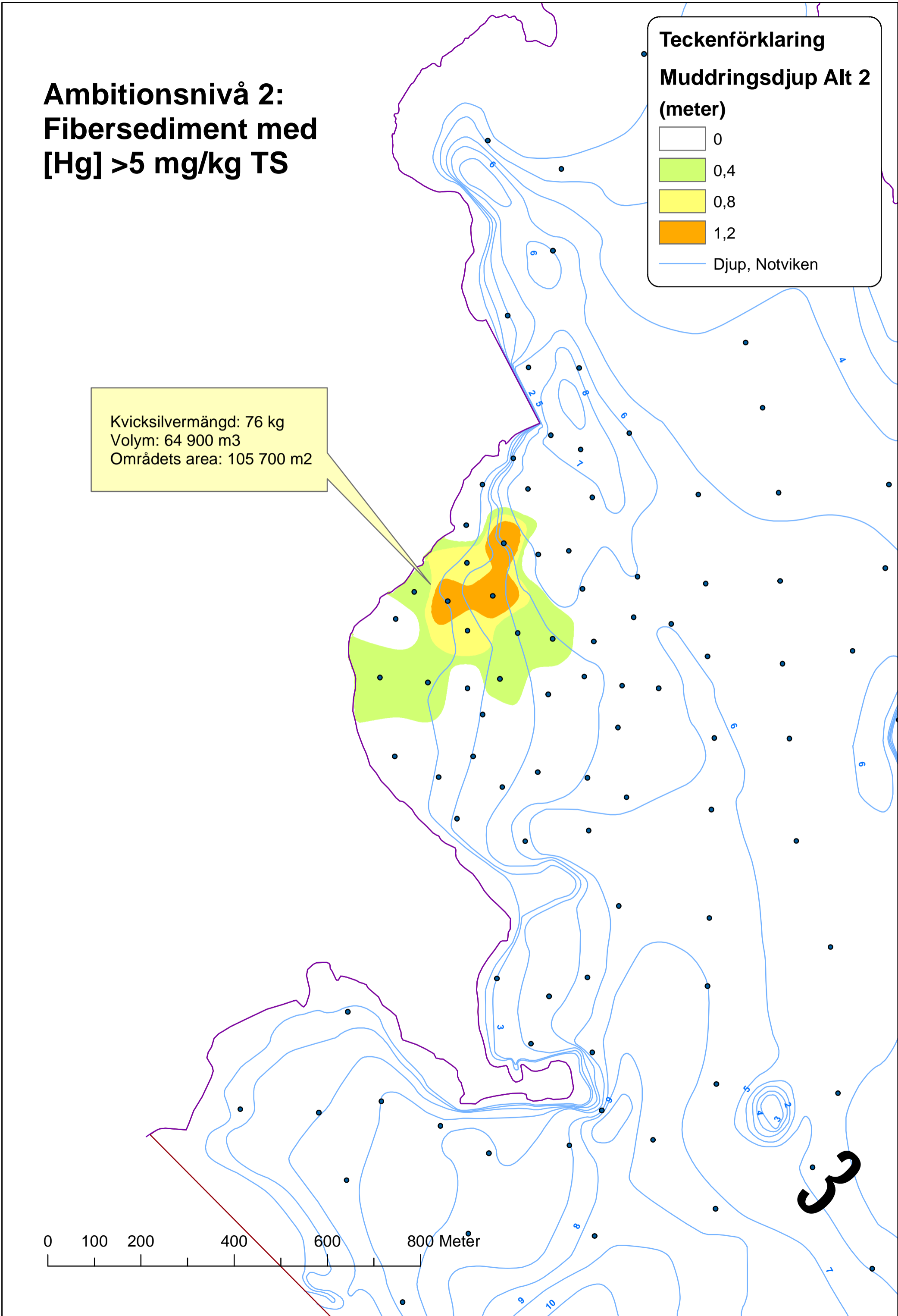
0
0,4
0,8
1,2

— Djup, Notviken

Kvicksilvermängd: 76 kg  
Volym: 64 900 m<sup>3</sup>  
Områdets area: 105 700 m<sup>2</sup>

0 100 200 400 600 800 Meter

3

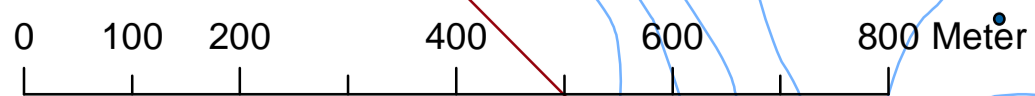


# Ambitionsnivå 3: Sediment med [Hg] >1 mg/kg TS

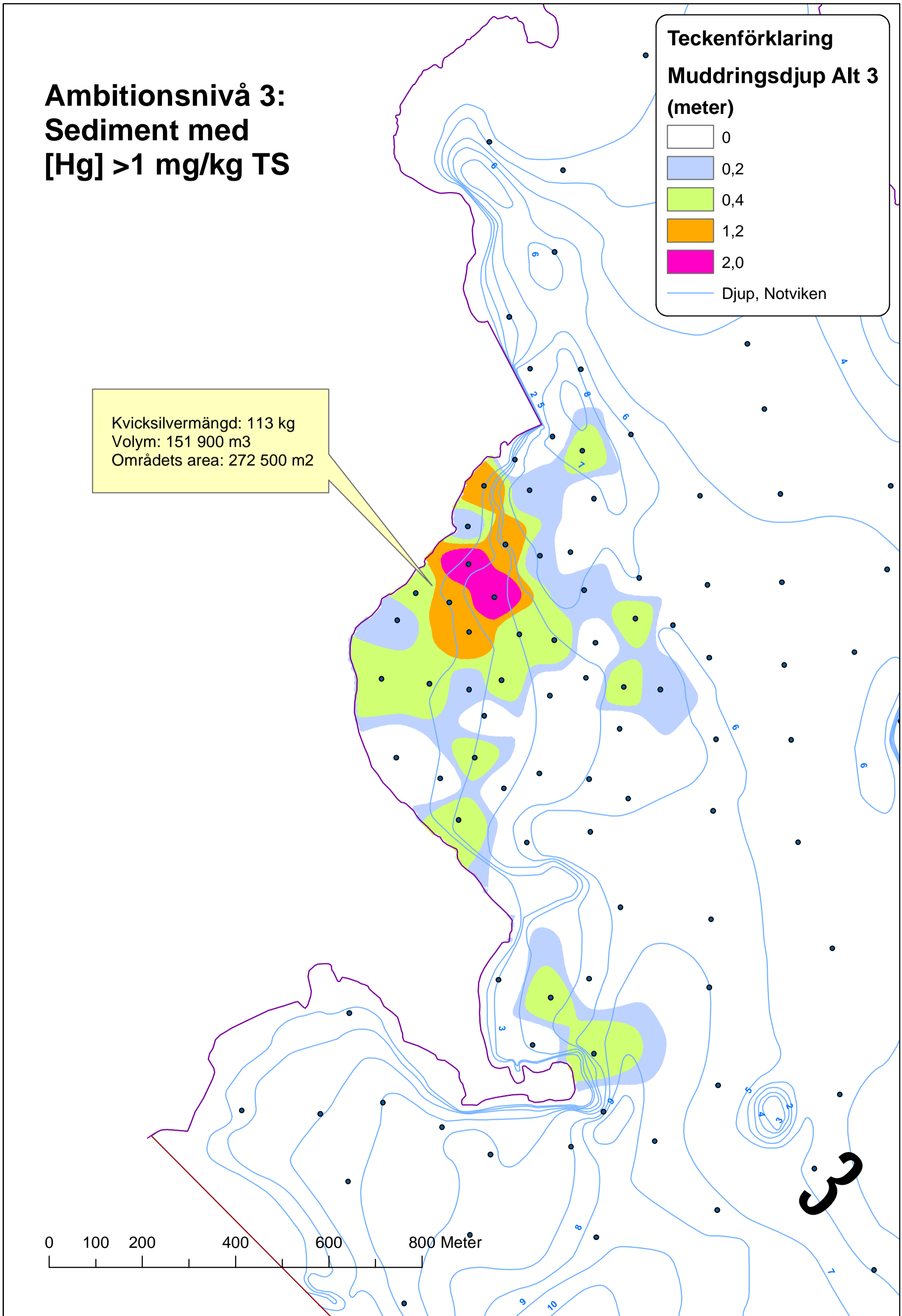
**Teckenförklaring**  
**Muddringsdjup Alt 3**  
(meter)

0
0,2
0,4
1,2
2,0
Djup, Notviken

Kvicksilvermängd: 113 kg  
Volym: 151 900 m<sup>3</sup>  
Områdets area: 272 500 m<sup>2</sup>

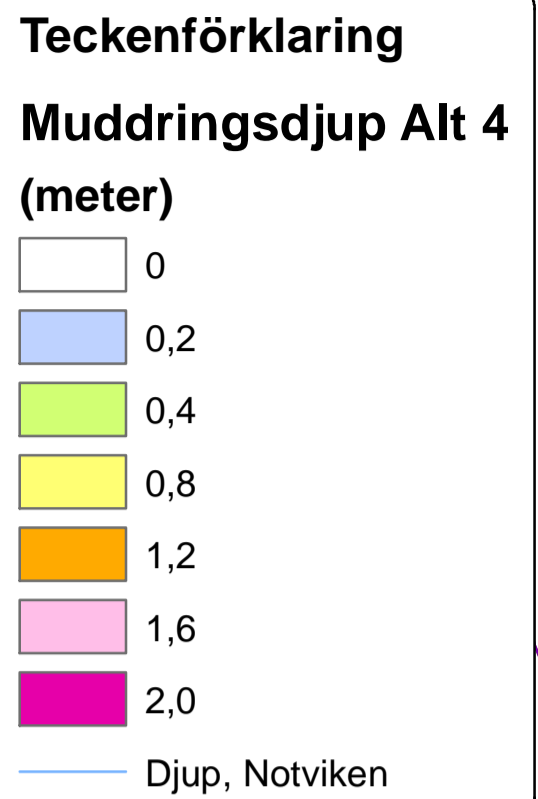


3



# Ambitionsnivå 4: Sediment med [Hg] >0,3 mg/kg TS

Kvicksilvermängd: 169 kg  
Volym: 411 200 m<sup>3</sup>  
Områdets area: 1 204 000 m<sup>2</sup>



0 75 150 300 450 600 Meter

3

**Kostnadsuppskattningar för olika åtgärdsalternativ**



## Huvudstudie Karlshäll

### Åtgärdsutredning

#### Beräkning av kostnader för åtgärdsalternativ

##### Allmänt

Kostnadsberäkningarna redovisas enligt samma principer som prissättning av entreprenader, dvs. med mängder och å-priser som tillsammans ger kostnaden för olika arbeten. För vissa arbeten krävs dock både en investeringskostnad (fast kostnad oberoende av mängd) och driftkostnad (rörlig kostnad, direkt proportionell mot mängden, alternativt drifttid). Detta gäller framför allt avvattnings av sediment efter muddring, samt rening av returvatten. Eftersom de utrustningar som krävs för dessa arbeten inte tillhör "normala" entreprenadmaskiner är det inte självklart att sådana kan hyras under en begränsad projekttid. I de fall kostnaden till betydande del består av sådana fasta kostnader anges detta nedan under respektive punkt.

I kalkylerna har endast huvudarbeten tagits upp. Till dessa kommer en rad mindre entreprenadarbeten för iordningställande av arbetsytor, tillfartsvägar och andra s.k. hjälparbeten. För dessa har en schablonmässig post "övriga entreprenadkostnader" lagts in i kalkylen.

Avslutningsvis finns ett avsnitt som tar upp behovet av fortsatta undersökningar i ett förprojekteringsstadium utifrån vad som bedömts vara betydande kostnadspåverkande osäkerheter. Detta gör på intet vis anspråk på att vara en fullständig förteckning av utredningsbehovet utan ska endast betraktas som ett komplement till projektets åtgärdsutredning.

##### Byggherrekostnader

Byggherrekostnaderna är skönsmässigt skattade med hjälp av erfarenheter från tidigare projekt. Hjänsyn har därvid tagits till respektive åtgärds komplexitet och projekttid i de olika fallen.

För de alternativ som innebär anläggning av en deponi har en fortsatt övervakning av deponin i enlighet med kraven i förordningen 2001:512 om deponering av avfall med tillhörande föreskrift NFS 2004:10 medräknats i kostnaderna. Denna kostnaden är beräknad som en fondering vars avkastning vid realräntan 3 % ska täcka kostnaderna för övervakningen utan att kapitalet förbrukas.

##### Täckningsåtgärder

Täckning antas utförd från vattenytan och bestå av vävd geotextil, kontinuerligt hopsydd och med insydda tyngder eller motsvarande system för förankring, över vilken först 0,2 m finkornigt material (stenmjöl 0-4 mm eller liknande) och sedan 0,3 m erosionsskydd (krossmaterial 0-32 mm eller liknande) läggs ut. Utläggning av geotextilen antas ske från arbetsplattformar med grävmaskiner med hydraulisk sticka (alternativt kran) och med assistens av dykare. För utläggning av resterande täckning antas att grävmaskiner med någon typ av nedsänkt spridare används, och att dykare används för kontroll av täckningsresultatet. Kostnaden för att utföra detta arbete är osäker då erfarenheterna av denna typ av täckningar på lösa sediment är begränsade. De uppgifter om kostnader som finns från övriga projekt varierar från 150 kr/m<sup>2</sup> upp till 1400 kr/m<sup>2</sup>. Den beräknade totalkostnaden för täckning med omfattning enligt alternativ 2 (106 000 m<sup>2</sup>) motsvarar ca 1 000 kr/m<sup>2</sup>.

### Sugmuddringsprocessen

För sugmuddringsalternativen har hela processen (muddring-avvattning-vattenrening) dimensionerats för muddring av 500 m<sup>3</sup>/dygn (fast sediment). Processen antas m h t klimatförhållandena kunna drivas 150 dygn/år (i princip fr.o.m. juni t.o.m. oktober). Avvattningen antas ske vid Karlshäll och transporten till deponin med lastbil. Ett alternativ med pumpning till en lokal deponi med avvattning och vattenrening där kan möjligen sänka kostnaderna något.

Vid alternativet *lokal deponi* antas att avvattning sker som mekanisk avvattning i silbandpressar med högtryckszon. De avvattningsförsök som utförts indikerar att pressning fungerar väl för fibersediment men att centrifugering behöver användas för övriga sediment. Erfarenhetsmässigt fungerar dock silbandpressar i många fall även där laboratorieundersökningarna visat annat. Kostnadsberäkningen utgår från att man kan nå TS-halter på 40 % för fibersediment och 5 % för övriga sediment efter avvattning. Detta motsvarar vad som erhållits i laboratieförsöken med silbandpressar respektive centrifuger.

Den mekaniska avvattningen har kostnadsberäknats utgående från en investering i silbandpressar och ett utjämningsmagasin (fast kostnad 8,5 Mkr) samt rörlig kostnad för personal, energi och polymer (flockningsmedel). Polymertillsatsen har dimensionerats utgående från avvattningsförsöken. Uppdelningen i en fast och en rörlig kostnad innebär att enhetskostnaden varierar med omfattningen (total volym som ska muddras). Investeringen i avvattningsutrustning innebär att ett restvärde kommer att kunna tillgodoräknas för det fall dessa kan avyttras efter projektets slut. Denna har inte tillgodoräknats i kalkylen. Möjligen kan utrustningen i stället hyras till en lägre kostnad än investeringskostnaden i ny utrustning.

*Vattenrening* antas i båda fallen ske som flockning med efterföljande avskiljning med flotation och/eller sedimentering. För denna antas att nyinvesteringar i utrustning måste göras med 7 Mkr som avskrivs i sin helhet under projekttiden. Driftkostnaden för kemikalier, energi och tillsyn blir ca 250 000 kr per säsong.

### Frysmuddringsprocessen

För frysmuddring antas att frysta block läggs upp på tät yta (bassäng) intill sjön (alternativt vid en intern deponi) för avvattning genom tining innan slutlig deponering sker. I detta fall bedöms att en relativt stor bassängyta erfordras (ca 10 000 m<sup>2</sup>). Den fasta kostnaden för en sådan yta bedöms till ca blir ca 2 Mkr. Muddringskapaciteten antas till ca 40 000 m<sup>3</sup>/år, upptining av frysta block kan dock endast ske under sommarperioden. Muddringen måste anpassas till avvattningsytans storlek. Alltför stora volymer kan inte läggas upp under vinterperioden för det fall upptining ska kunna ske under sommarperioden. Alternativt kan en större yta anläggas för upptining. Detta kommer i så fall att öka kostnaden. Möjligen kan kostnaderna för hanteringen i avvattningsprocessen sänkas för det fall massorna transporteras direkt till deponin och tinas och hanteras direkt i denna. Den besparing som kan göras bedöms som relativt liten eftersom kostnaden för att anlägga avvattningsytan är liten i förhållande till totalkostnaden.

Vattenrening antas ske på samma sätt som vid sugmuddring, dock med betydligt lägre kapacitet. Investeringskostnaden begränsas därför till 4 Mkr och driftkostnaden till 100 000 kr per säsong. Det är möjligt att en enklare teknik för partikelavskiljning (typ partikelfilter) kan användas i detta fall, eftersom volymen vatten som ska hanteras är förhållandevis liten. Detta kan i så fall sänka kostnaderna för vattenrening.

### Deponering

För den *interna deponin* antas att kraven på deponier för icke-farligt avfall skall innehållas men att det finns en naturlig geologisk barriär. Konstruktionen begränsas därmed till att omfatta markberedning och terrassering, utläggning av ett syntetiskt geomembran med erforderliga skyddsskikt över och under detta, samt 0,5 m bottendränning med och materialskiljande lager. Deponiytan beräknas med antagande av att deponin byggs som en kon med släntlutning 1:10. Denna lutning är flack och kostnaden för deponering kan minska avsevärt om deponin kan byggas med brantare släntlutningar, eftersom ytan minskar. Den flacka släntlutningen har antagits med hänsyn till att hållfastheten hos sedimenten även efter avvattning är låg.

En annan konsekvens av den låga hållfastheten är att hanteringen av sedimenten i deponin kan orsaka svårigheter. Av denna anledning har en särskild kostnad för hantering i deponin lagts till kostnaden för transport och uppläggning. Denna kostnad täcker till exempel kostnaden för en stabilisering med en måttlig tillsats av bindemedel (ca 70 kg/m<sup>3</sup>). En annan möjlighet är att utnyttja stabilisering genom utläggning i tunna lager som får frysa över vintern för att sedan tina, en process som erfarenhetsmässigt innebär en hållfasthetsökning. För alternativet med *frysmuddring* någon kostnad för stabilisering av denna anledning inte medräknats. Sannolikt är det i stället så att även transportkostnaderna till deponin kan komma att minska, eftersom den ökade hållfastheten med frysning/tiningsprocessen beror på att avvattningen blir bättre. Eftersom inga sådana försök utförts har detta dock inte tillgodoräknats.

Sluttäckning dimensioneras liksom bottenkonstruktionen för att minst motsvara gällande krav för deponier för icke-farligt avfall. De muddrade sedimenten får efter konsolidering en hög täthet. Enligt utförda CRS-försök blir den hydrauliska konduktiviteten efter konsolidering för en överlast som motsvarar 1,5 m täckning ca  $2 \cdot 10^{-9}$  m/s. Denna täthet är i det närmaste tillräcklig för att kraven på en deponi för icke-farligt avfall ska innehållas även utan separat tätskikt. För kostnadsberäkningen har dock antagits att sedimentens egentäthet kompletteras med ett syntetiskt geomembran av typen LLDPE eller EPDM, som läggs direkt på den avjämnade sedimentytan. Dessa geomembran tål stora deformationer utan att brista och någon nämnvärd förändring av egenskaperna. Tätheten hos sedimenten kommer att begränsa strömningen genom eventuella hål och skador i geomembranet som kan uppkomma i samband med utläggning eller på lång sikt till följd av åldring. Denna s.k. kompositeffekt medför att läckaget beräkningsmässigt blir mycket litet även om relativt omfattande skador uppkommer. På membranet läggs ett skyddslag av stenmjöl (0-4 mm), dräneringslager (makadam eller liknande) inklusive materialskiljande lager och en skyddstäckning till en sammanlagd mäktighet om minst 1,5 m.

Den framtida övervakningen av deponin antas ske enligt minimikraven i NFS 2004:10, dock kompletterade med ytterligare en provtagningspunkt i grundvatten. För övervakningen fonderas en summa som med realräntan 3 % ska räcka för denna övervakning under överskådlig tid. Till detta läggs kostnader för ett passivt filter för lakvatten.

### Externt omhändertagande

För *externt omhändertagande* antas mottagningskostnaden till 1100 kr/ton. Detta motsvarar kostnaden för termisk behandling med deponering av behandlingsresten. Transportkostnaden avser transport till den mest närliggande anläggningen som har tillstånd att omhänderta och behandla denna typ av massor, Savaterra i Kemi, Finland.

### Övriga entreprenadkostnader

För bedömning av troliga kostnader för tillkommande entreprenadarbeten typ röjning, anläggande av tillfälliga vägar, arbetsytor, mättnings- och utsättningsarbeten m.m. har en erfarenhetskalkyl från det genomförda projektet Örsörumsviken utnyttjats. I detta projekt utgjorde denna typ av hjälparbeten ca 7 % av övriga entreprenadkostnader. Rimligtvis är denna andel större för de åtgärdsalternativ som om-

fattar en mindre mängd huvudsakliga arbeten (täckning, muddring, deponering). Kostnaden är dock inte heller oberoende av mängden huvudsakliga arbeten. Omfattningen av övriga arbeten har således uppskattats till 10 % av den huvudsakliga entreprenadkostnaden för åtgärdsomfattning enligt alternativ 2, 7 % för åtgärdsomfattning enligt alternativ 3 och 4 % för åtgärdsomfattning enligt alternativ 4. Eftersom kostnaden för de huvudsakliga arbetena varierar beroende på val av åtgärdsmetod och omhändertagande av muddermassor har kostnaderna för metoderna sugmuddring med deponering på en projektintern deponi använts som bas för beräkning av posten "övriga entreprenadkostnader" även för övriga åtgärdsmetoder. De huvudsakliga skälen för detta är att dessa metoder användes i "jämförprojektet" Örserumsviken och att omfattningen av hjälparbeten inte bedöms skilja sig särskilt mycket mellan de olika åtgärdsmetoderna.

## Åtgärder

## Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

## Bedömning av kostnader för täckning

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				19 866 667
Projektledning				4 500 000
Projektering				4 000 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				5 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				1 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering motsvarande nollalternativet)				1 866 667
<i>Entreprenadkostnader</i>				67 218 800
Etablering	st	1	900 000	900 000
Utläggning av armerande geotextil	m <sup>2</sup>	106 000	100	10 600 000
Täckningsmaterial 0-4 mm	ton	36 040	100	3 604 000
Täckningsmaterial 0-32	ton	36 040	100	3 604 000
Utläggning av massor	m <sup>2</sup>	106 000	400	42 400 000
Övriga entreprenadkostnader				6 110 800
<i>Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)</i>				20 165 640
<b><i>Kalkylerad kostnad</i></b>				<b>87 085 467</b>
<b><i>Reserv</i></b>				<b>20 165 640</b>
<b>Totalt</b>				<b>107 251 107</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				21 460 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				4 000 000
Tillstånd, avtal m.m.				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				5 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				1 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				42 548 459
Etablering och avetablering	st	1	900 000	900 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	11 251	370	4 162 865
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	75	4 875 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	185	12 016 480
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftkostnad	säsonger	1	250 000	250 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	19 890	85	1 690 650
Stabilisering och hantering i deponi	m <sup>3</sup>	19 890	150	2 983 500
Sluttäckning av deponi	m <sup>2</sup>	12 376	388	4 801 922
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				12 764 538
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>64 009 259</b>
<b>Reserv</b>				<b>12 764 538</b>
<b>Totalt</b>				<b>76 773 796</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				21 460 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				3 500 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				5 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				2 000 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				54 696 195
Etablering och avetablering	st	1	900 000	900 000
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	70	4 550 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	111	7 232 353
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftkostnad	säsonger	1	250 000	250 000
Lastning och transport	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				16 408 858
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>76 156 995</b>
<b>Reserv</b>				<b>16 408 858</b>
<b>Totalt</b>				<b>92 565 853</b>

## Åtgärder

## Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

## Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

## Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				23 460 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				4 000 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				6 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				2 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				46 198 479
Etablering och avetablering	st	2	200 000	325 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	11 251	370	4 162 865
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	250	16 250 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	71	4 600 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	2	100 000	6 500 000
Transport och uppläggning av muddermassor	m <sup>3</sup>	19 890	85	1 690 650
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	12 376	388	4 801 922
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				13 859 544
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>69 659 279</b>
<b>Reserv</b>				<b>13 859 544</b>
<b>Totalt</b>				<b>83 518 822</b>



## Åtgärder

## Alternativ 2 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 5 mg/kg TS (fibersediment)

## Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

## Externt omhändertagande av muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				22 960 800
Projektledning				4 500 000
Projektering				3 500 000
Tillstånd				2 500 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				6 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				2 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				60 213 842
Etablering och avetablering	st	2	200 000	400 000
Muddring	m <sup>3</sup>	65 000	250	16 250 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	65 000	71	4 600 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	såsonger	2	100 000	200 000
Lastning och transport	m <sup>3</sup>	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	m <sup>3</sup>	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				3 868 042
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av övriga entreprenadkostnader)				11 500 453
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>83 174 642</b>
<b>Reserv</b>				<b>11 500 453</b>
<b>Totalt</b>				<b>94 675 094</b>

## Åtgärder

## Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

## Bedömning av kostnader för alternativet täckning

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				29 366 667
Projektledning				7 500 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering motsvarande nollalternativet)				1 866 667
<i>Entreprenadkostnader</i>				153 238 980
Etablering	st	2	900 000	1 800 000
Utläggning av armerande geotextil	m <sup>2</sup>	273 000	100	27 300 000
Täckningsmaterial 0-4 mm	ton	92 820	100	9 282 000
Täckningsmaterial 0-32	ton	92 820	100	9 282 000
Utläggning av massor	m <sup>2</sup>	273 000	350	95 550 000
Övriga entreprenadkostnader				10 024 980
<i>Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)</i>				45 971 694
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>182 605 647</b>
<b>Reserv</b>				<b>45 971 694</b>
<b>Totalt</b>				<b>228 577 341</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>30 960 800</i>
Projektledning				7 500 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>72 978 633</i>
Etablering och avetablering	st	3	900 000	2 700 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	70	10 640 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	87	13 200 400
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	3	250 000	750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	62 486	85	5 311 319
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	62 486	150	9 372 916
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				21 893 590
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>103 939 433</b>
<b>Reserv</b>				<b>21 893 590</b>
<b>Totalt</b>				<b>125 833 023</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

*Externt omhändertagande av fibersediment*

*Deponering av övriga muddermassor på intern deponi*

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>30 960 800</i>
Projektledning				7 500 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>99 200 283</i>
Etablering och avetablering	st	3	900 000	2 700 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	70	10 640 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	87	13 200 400
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	3	250 000	750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	42 596	85	3 620 669
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	42 596	150	6 389 416
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Lastning och transport	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				29 760 085
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>130 161 083</b>
<b>Reserv</b>				<b>29 760 085</b>
<b>Totalt</b>				<b>159 921 168</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>27 000 000</i>
Projektledning				7 500 000
Projektering				4 500 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				7 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				4 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				0
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>156 904 078</i>
Etablering och avetablering	st	3	900 000	2 700 000
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	70	10 640 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	49	7 511 647
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	3	250 000	750 000
Lastning och transport	ton	79 525	453	36 051 127
Mottagningsavgifter	ton	79 525	1 100	87 477 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				47 071 223
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>183 904 078</b>
<b>Reserv</b>				<b>47 071 223</b>
<b>Totalt</b>				<b>230 975 301</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				33 460 800
Projektledning				8 000 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				8 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				5 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				80 595 318
Etablering och avetablering	st	4	200 000	800 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	250	38 000 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	53	8 080 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	4	100 000	400 000
Transport och uppläggning av muddermassor	m <sup>3</sup>	62 486	85	5 311 319
Sluttäckning av deponi	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				24 178 595
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>114 056 118</b>
<b>Reserv</b>				<b>24 178 595</b>
<b>Totalt</b>				<b>138 234 713</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av fibersediment

Deponering av övriga muddermassro på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>33 460 800</i>
Projektledning				8 000 000
Projektering				5 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				8 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				5 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>109 800 468</i>
Etablering och avetablering	st	4	200 000	800 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	24 134	370	8 929 452
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	250	38 000 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	53	8 080 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	4	100 000	400 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	42 596	85	3 620 669
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	26 547	388	10 300 244
Lastning och transport	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				32 940 140
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>143 261 268</b>
<b>Reserv</b>				<b>32 940 140</b>
<b>Totalt</b>				<b>176 201 408</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 3 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 1 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				29 500 000
Projektledning				8 000 000
Projektering				4 500 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				8 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				5 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				0
<i>Entreprenadkostnader</i>				179 282 430
Etablering och avetablering	st	3	200 000	600 000
Muddring	m <sup>3</sup>	152 000	250	38 000 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	152 000	53	8 080 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	såsonger	3	100 000	300 000
Lastning och transport	ton	79 525	453	36 051 127
Mottagningsavgifter	ton	79 525	1 100	87 477 000
Övriga entreprenadkostnader				4 774 303
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av övriga entreprenadkostnader)				53 784 729
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>208 782 430</b>
<b>Reserv</b>				<b>53 784 729</b>
<b>Totalt</b>				<b>262 567 159</b>



## Åtgärder

## Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg

## Bedömning av kostnader för alternativet täckning

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				41 866 667
Projektledning				10 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering motsvarande nollalternativet)				1 866 667
<i>Entreprenadkostnader</i>				589 680 000
Etablering		6	900 000	5 400 000
Utläggning av armerande geotextil	m <sup>2</sup>	1 200 000	100	120 000 000
Täckningsmaterial 0-4 mm	ton	408 000	100	40 800 000
Täckningsmaterial 0-32	ton	408 000	100	40 800 000
Utläggning av massor	m <sup>2</sup>	1 200 000	300	360 000 000
Övriga entreprenadkostnader				22 680 000
<i>Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)</i>				176 904 000
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>631 546 667</b>
<b>Reserv</b>				<b>176 904 000</b>
<b>Totalt</b>				<b>808 450 667</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>43 460 800</i>
Projektledning				10 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>145 976 169</i>
Etablering och avetablering	st	7	900 000	6 300 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	70	28 700 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	49	20 261 680
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	7	250 000	1 750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	85	10 455 000
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	150	18 450 000
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				43 792 851
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>189 436 969</b>
<b>Reserv</b>				<b>43 792 851</b>
<b>Totalt</b>				<b>233 229 819</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av fibersediment

Deponering av övriga muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				<i>43 460 800</i>
Projektledning				10 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				<i>176 871 969</i>
Etablering och avetablering	st	7	900 000	6 300 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	70	28 700 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	49	20 261 680
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	7	250 000	1 750 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	85	10 455 000
Hantering i deponi	m <sup>3</sup>	123 000	150	18 450 000
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Lastning och transport fibersediment	ton	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter fibersediment	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				53 061 591
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>220 332 769</b>
<b>Reserv</b>				<b>53 061 591</b>
<b>Totalt</b>				<b>273 394 359</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet sugmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				45 575 268
Projektledning				10 000 000
Projektering				6 500 000
Tillstånd				5 614 468
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				11 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				8 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				467 857 039
Etablering och avetablering	st	7	900 000	6 300 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	0	370	0
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	70	28 700 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	49	20 261 680
Vattenrening investeringskostnad	st	1	7 000 000	7 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	7	250 000	1 750 000
Lastning och transport	ton	256 372	453	116 221 891
Mottagningsavgifter	ton	256 372	1 100	282 009 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				140 357 112
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>513 432 307</b>
<b>Reserv</b>				<b>140 357 112</b>
<b>Totalt</b>				<b>653 789 419</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Deponering av muddermassor på intern deponi

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				50 460 800
Projektledning				12 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				13 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				11 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				201 543 486
Etablering och avetablering	st	10	200 000	2 000 000
Bottenkonstruktion deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	250	102 500 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	45	18 400 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	10	100 000	1 000 000
Transport och uppläggning av muddermassor	m <sup>3</sup>	242 165	85	20 583 997
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				60 463 046
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>252 004 286</b>
<b>Reserv</b>				<b>60 463 046</b>
<b>Totalt</b>				<b>312 467 332</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

*Externt omhändertagande av fibersediment*

*Deponering av övriga muddermassor på intern deponi*

Moment	Enhet	Mängd	A-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				50 460 800
Projektledning				12 000 000
Projektering				7 000 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				13 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				11 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				230 748 636
Etablering och avetablering	st	10	200 000	2 000 000
Bottenkonstruktion deponi	m <sup>2</sup>	59 544	370	22 031 448
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	250	102 500 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	45	18 400 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	säsonger	10	100 000	1 000 000
Transport och uppläggning av massor i deponi	m <sup>3</sup>	222 275	85	18 893 347
Sluttäckning av deponi för farligt avfall	m <sup>2</sup>	65 499	388	25 413 573
Lastning och transport fibersediment	m <sup>3</sup>	19 890	453	9 016 800
Mottagningsavgifter fibersediment	ton	19 890	1 100	21 879 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av entreprenadkostnaden)				69 224 591
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>281 209 436</b>
<b>Reserv</b>				<b>69 224 591</b>
<b>Totalt</b>				<b>350 434 027</b>

Huvudstudie Karlshäll

Bilaga 3

Åtgärder

Alternativ 4 - Åtgärdskrav avseende resthalt Hg 0,3 mg/kg TS

Bedömning av kostnader för alternativet frysmuddring

Externt omhändertagande av samtliga muddermassor

Moment	Enhet	Mängd	Å-pris	Kostnad
<i>Byggherrekostnader</i>				49 960 800
Projektledning				12 000 000
Projektering				6 500 000
Tillstånd				3 000 000
Miljökontroll (inklusive uppföljning)				13 500 000
Byggledning, entreprenadkontroll, besiktning				11 500 000
Efterföljande långsiktig kontroll (fondering)				3 460 800
<i>Entreprenadkostnader</i>				525 304 788
Etablering och avetablering	st	10	200 000	2 000 000
Muddring	m <sup>3</sup>	410 000	250	102 500 000
Avvattning	m <sup>3</sup>	410 000	45	18 400 000
Vattenrening investeringskostnad	st	1	4 000 000	4 000 000
Vattenrening driftskostnad	såsonger	10	100 000	1 000 000
Lastning och transport	m <sup>3</sup>	242 165	453	109 781 319
Mottagningsavgifter	ton	256 372	1 100	282 009 000
Övriga entreprenadkostnader				5 614 468
<i>Behov av ekonomisk reserv</i>				
Reserv för allmänna osäkerheter (30 % av övriga entreprenadkostnader)				72 988 736
<b>Kalkylerad kostnad</b>				<b>575 265 588</b>
<b>Reserv</b>				<b>72 988 736</b>
<b>Totalt</b>				<b>648 254 324</b>

# Luleå kommun

## Huvudstudie Karlshäll

2007:05 Riskbedömning



### **SLUTRAPPORT**

**Författad av:**

**Henrik Eriksson**  
**Hifab AB/Envipro Miljöteknik**



## FÖRORD

Luleå kommun har genomfört en huvudstudie av de områden som förorenats med kvicksilver av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll, vid Notviken i Luleå. Huvudstudien har genomförts enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Huvudstudien har genomförts under perioden 2006-2008 och har utförts med kontinuerlig provtagning under ett års tid som följts av utredningar och utvärdering av insamlade dataserier. Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkviksilver från de förorenade sedimenten i Notviken.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Roland Eriksson, Tekniska förvaltningen, Mats-Åke Bygdemark, Miljökontoret, samt Gunilla Selin och Ewa Andersson-Hjälte, Stadsbyggnadskontoret. Projektchef för projektet har varit Michael Öhman (Tekniska förvaltningen) medan Jeanette Lestander (Tekniska förvaltningen) har fungerat som projektledare. Pär Elander och Henrik Eriksson, Hifab AB/Envipro Miljöteknik har handlat upp som generalkonsulter för det tekniska genomförandet. I arbetsgruppen har Sofia Linder/Sven Flodström, Miljökontoret samt Lisbeth Almqvist, Tekniska förvaltningen. Mats Aunes och Karin Forsgren från Länsstyrelsen samt Henning Holmström från SGU har fungerat som projektstöd. För genomförande av vissa utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlat upp.

I huvudstudien för ingår följande delrapporter:

- Karlshäll 2007:01 – Riskvärdering (Luleå kommun, 2008)
- Karlshäll 2007:02 – Ansvarsutredning (Länsstyrelsen i Norrbotten, 2008)
- Karlshäll 2007:03 – Sammanfattande huvudstudierapport (Envipro Miljöteknik, 2008a)
- Karlshäll 2007:04 – Åtgärdsutredning (Envipro Miljöteknik, 2008b)
- Karlshäll 2007:05 – Riskbedömning (Envipro Miljöteknik, 2008c)
- Karlshäll 2007:06 – Referensundersökning (Envipro Miljöteknik, 2008d)
- Karlshäll 2007:07 – Biologiska undersökningar (Pelagia Miljökonsult AB, 2007)
- Karlshäll 2007:08 – Sedimentkartering (MiljöManagement Svenska AB, 2007)
- Karlshäll 2007:09 – Vattenmodellering (Ramböll, 2008)

## SAMMANFATTNING

Luleå Kommun har från 2006-2008 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Norrbotten.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de områden som förorenats från verksamheten vid träsliperiet, dvs. sediment och vatten i Notviken, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Lule älv och Bottenviken. Syftet med denna rapport är att redovisa den fördjupade riskbedömningen.

Verksamheten vid Karlshäll omfattade tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Under åren 1952- 1962 användes fenykvicksilveracetat i processen för att förhindra svamp- och mögelangrepp. Det överblivna processvattnet leddes orenat ut i Notviken via träledning. Processvattnet, innehållande träfibrer, spån och kvicksilver spolades därmed ut i Notviken där det idag återfinns i sedimenten.

Sedimenten, och då främst de som benämns fibersediment, är som en följd av denna hantering förorenade med kvicksilver. Kvicksilver kan påverka människors nervsystem negativt. Förutom nervsystemet kan hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet och njurarna påverkas negativt. Vid hudkontakt kan kvicksilverföreningar ge upphov till allergiska reaktioner. I sedimenten har även metylkvicksilver bildats genom naturliga bakteriella processer. Metylkvicksilver är mer toxiskt än metalliskt kvicksilver. Detta eftersom föreningen tas upp 10-1000 ggr snabbare än t.ex.  $Hg^{2+}$  och även utsöndras långsammare. Metylkvicksilver är också fettlösligt, vilket bl.a. leder till bioackumulering i t.ex. fisk. Bioackumuleringen av metylkvicksilver innebär också en risk för exempelvis fiskätande däggdjur.

Kvicksilverhalten i fibersedimenten varierar mellan 0,04 och 29 mg/kg med ett medelvärde på cirka 6 mg/kg. Beräknat på medelvärden är halterna i fibersedimenten drygt tio gånger högre än i sediment som inte uppvisar någon förekomst av fiber. Kvicksilverhalten uppträffas i Lule älv uppgår till 0,01-0,02 mg/kg TS. Medelhalten i fibersedimenten i Notviken är således 300-600 gånger högre än i uppströms liggande områden i Lule älv. Enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning klassas kvicksilverhalten inom fiberområdet som höga samt i vissa fall mycket höga (>5 mg/kg). I området där fibersediment inte påvisats kan halterna generellt klassas som låga till måttliga (0,3-1 mg/kg).

För metylkvicksilver visar analyser av fibersediment på halter mellan 10 och 20 ng/g TS. I den underlagrande svartmockan (sulfidleran) har metylkvicksilverhalten varit lägre, cirka 0,2 ng/g TS. Ingen tillståndsklassning från Naturvårdsverket finns för metylkvicksilver men en vanligt förekommande storleksordning på metylkvicksilverhalten i kustnära sediment är 1- 3 ng/g TS.

Måktigheten för kvicksilverföreningen når i enstaka punkter inom fiberområdet ner till cirka 1,8 m. De högsta halterna återfinns vanligen i de ytligaste lagren ner till 1 m djup. Måktigheten på de förorenade sedimenten utanför fiberområdet uppgår generellt till cirka 30 cm. Volymen förorenade fibersediment uppskattas till cirka 55 000 m<sup>3</sup>. Utanför fiberområdet bedöms att cirka 310 000 m<sup>3</sup> förorenade sediment finns. Uppskattningsvis finns 90-100 kg upplagrat i fibersedimenten och 70-80 kg i sediment utanför fiberområdet till kvicksilverhalten överstiger 0,3 mg/kg (gräns för låg halt enligt Naturvårdsverket).

Föreningarna sprids från sedimenten genom främst resuspension. Orsaken till resuspensionen har inte undersökts i detalj med det bedöms att vågor, vind och bottenströmmar har den största inverkan på resuspensionen. Resuspension och sedimentation av sediment gör att en stor internspridning av kvicksilver och metylkvicksilver sker i Notviken. I storleksordningen 5-6 kg kvicksilver/år resuspenderas och återsedimenteras inom de förorenade sedimentområdena. Spridningen från de förorenade områdena till resterande del av Notviken har uppskattats till 100-200 g kvicksilver/år och 1-2 g metylkvicksilver/år. Spridningen till Lule älv uppgår årligen till storleksordningen 50 g kvicksilver. Då sedimenten ständigt rörs om sker ingen övertäckning av kvicksilverföreningen med rena sediment.

Utförda biologiska undersökningar visar att bland annat fisk och snäckor i Notviken har ett förhöjt upptag av kvicksilver i jämförelse med uppströms områden i Lule älv. Beräkningar visar vidare att risker med de förhöjda kvicksilverhalterna i organismerna teoretiskt kan föreligga för högre stående arter, till exempel sjöfågel och däggdjur som intar fisk. Sammantaget bedöms att Notviken lokalt har en förhöjd risknivå för djur i jämförelse med uppströms områden i Lule älv.

För människor visar utredningen att riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten är små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer. Fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon risk vid vistelse och bad i Notviken.

Sammantaget bedöms problemet med de kvicksilverförorenade sedimenten idag vara:

- Den stora mängden kvicksilver som finns upplagrat. Framförallt fibersedimenten utgör en betydande möjlig punktkälla av kvicksilver, som klassas som ett utfasningsämne.
- Internspridningen av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Dessutom cirkulerar förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna.
- Den förhöjda risknivån för akvatiska och semiakvatiska organismer lokalt i Notviken.

Vad gäller framtiden bedöms de risker som konstateras idag finnas kvar. Då kvicksilver är ett grundämne kan det inte brytas ner, vilket innebär att de stora mängder som finns upplagrade idag kommer att finnas kvar i framtiden. Spridningen till Lule älv är så liten att den inte bidrar till en minskning av mängden i Notviken inom överskådlig framtid.

Den spridning som sker idag bedöms också fortgå i framtiden. Detta på grund av att ingen överlagring med rena sediment sker i Notviken eftersom sedimenten ständigt rörs om. På lång sikt kan detta innebära att halterna ökar även i den del av Notviken som idag inte är förorenad (halter <0,3 mg/kg TS i dagsläget) med risk att upptaget i djur ökar. Det är möjligt att landhöjningen i framtiden kan innebära en ökad spridning. Om fibersedimenten hamnar på ett mindre djup kan detta till exempel innebära en ökad resuspension med ökad spridning till resterande Notviken som följd. En osäkerhet i sammanhanget är dagens klimatforskning som pekar på en generell höjning av havsvattenytan, vilket i praktiken motverkar landhöjningen.

En eventuell framtida klimatförändring i form av en ökad temperatur gynnar metyleringen. Temperaturökningen i sig inverkar positivt på metyleringen. Även en ökning av primärproduktionen kan förväntas, vilket gynnar metyleringen. En ökad metylering bidrar till en ökad spridning av kvicksilver samt ett ökat upptag i djur.

Sammantaget visar riskbedömningen på att följande åtgärdsbehov finns för de kvicksilverförorenade sedimenten:

- **Mängden kvicksilver.** Mängden kvicksilver är förhållandevis stor på ett begränsat område. Speciellt utgör fibersedimenten en stor punktkälla. Då kvicksilver klassas som ett utfasningsämne av Kemikalieinspektionen (2006) finns ett åtgärdsbehov.
- **Frigörelsen och spridningen.** Riskbedömningen har visat att det sker en intern spridning av kvicksilver i Notviken. Eftersom ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. Då det på lång sikt kan innebära att större sedimentområden i Notviken blir förorenade finns ett åtgärdsbehov.
- **Upptaget i djur.** Det har konstaterats att risknivån för djur i Notviken är högre än uppströms områden i Lule älv. Detta bedöms gälla både djur som lever i Notviken (snäckor och fiskar) samt djur som söker sin föda i Notviken (till exempel sjöfågel). Eftersom spridningen bedöms kvarstå i framtiden sker ingen naturlig återhämtning av det område som idag bedöms vara problematiskt och riskerna bedöms kvarstå i framtiden.

## ORDFÖRKLARINGAR OCH FÖRKORTNINGAR

**Biota:** biologiskt liv, djur och växter

**Bottenfauna:** organismer som lever på botten

**Fibersediment:** sediment innehållande fibrer som släpptes ut från slipmassefabriken

**Förstudie:** första undersökningssteget efter inventeringen av ett förorenat område

**Hg:** kemisk beteckning för kvicksilver

**Huvudstudie:** sista undersökningssteget av ett förorenat område, skall ge underlag för beslut om eventuell åtgärd.

**Me-Hg:** metylkvicksilver, organisk form av kvicksilver

**MIFO:** Metodik för Inventering av Förorenade Områden (Naturvårdsverket rapport 4918)

**Sedimentfälla:** anordning för att samla in suspendat

**SGU:** Sveriges Geologiska Undersökning

**Suspendat:** sedimentpartiklar i vatten

**TS:** torrsubstans (förhållandet mellan torrsvikt och våt vikt, anges i %)

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>SYFTE, MÅLSÄTTNING OCH AVGRÄNSNING</b> .....	<b>8</b>
2.1	SYFTE .....	8
2.2	MÅLSÄTTNING.....	9
2.3	AVGRÄNSNING .....	9
<b>3</b>	<b>MASSBALANSER, PROCESSFÖRSTÅELSE OCH RISKBEDÖMNING – EN ÖVERSIKT</b>	<b>9</b>
<b>4</b>	<b>OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>10</b>
4.1	LOKALISERING OCH ALLMÄN BESKRIVNING .....	10
4.2	BESKRIVNING AV TOPOGRAFI, GEOLOGI OCH GEOHYDROLOGI.....	10
4.2.1	<i>Topografi</i> .....	10
4.2.2	<i>Naturmiljö</i> .....	11
4.2.3	<i>Geologi</i> .....	11
4.2.4	<i>Notvikens strömningsbild</i> .....	11
4.3	MARKANVÄNDNING .....	12
<b>5</b>	<b>PROBLEMBESKRIVNING – KONCEPTUELL MODELL</b> .....	<b>12</b>
5.1	BESKRIVNING AV KÄLLTERMEN.....	12
5.1.1	<i>Karaktärisering av sediment – egenskaper och föroreningsinnehåll</i> .....	12
5.1.2	<i>Föroreningarnas farlighet och biogeokemi</i> .....	13
5.2	SPRIDNINGSVÄGAR.....	15
5.2.1	<i>Läckage från källan – idag och i framtiden</i> .....	15
5.2.2	<i>Transportvägar – idag och i framtiden</i> .....	17
5.3	SKYDDSOBJEKT OCH EXPONERINGSVÄGAR.....	17
5.4	KONCEPTUELL MODELL .....	19
<b>6</b>	<b>EXPONERINGSANALYS OCH MASSBALANS</b> .....	<b>20</b>
6.1	KARAKTÄRISERING AV KÄLLTERMEN .....	20
6.1.1	<i>Sedimentens föroreningsinnehåll – fast fas</i> .....	20
6.1.2	<i>Sedimentens föroreningsinnehåll - porvatten</i> .....	24
6.1.3	<i>Föroreningsutbredning – i plan- och djupled</i> .....	26
6.1.4	<i>Föroreningsmängder</i> .....	29
6.2	SPRIDNING VIA YTVATTEN .....	29
6.2.1	<i>Definition av delområden</i> .....	29
6.2.2	<i>Spridning till Notviken via grundvatten</i> .....	30
6.2.3	<i>Spridning till Notviken via diffusion</i> .....	30
6.2.4	<i>Resuspension och sedimentation av sediment</i> .....	34
6.2.5	<i>Spridning från områden med förorenade sediment till resterande del av Notviken</i> .....	39
6.2.6	<i>Spridning av kvicksilver och metylkviksilver från Notviken till Lule älv</i> .....	39
6.3	GAS/ÅNGA .....	39
6.4	TRANSPORTBARRIÄRER .....	40
6.5	FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR.....	40
6.5.1	<i>Effekter av landhöjningen och förändringar i havsvattennivån</i> .....	40
6.5.2	<i>Effekten av en ökad temperatur</i> .....	43
6.5.3	<i>Förändringar i utnyttjandet av Notviken</i> .....	43
6.6	SAMLAD MASSBALANS .....	44
6.6.1	<i>Situationen idag</i> .....	44
6.6.2	<i>Situationen i framtiden</i> .....	48
<b>7</b>	<b>EFFEKTANALYS</b> .....	<b>49</b>
7.1	RISKER FÖR MILJÖN I NOTVIKEN .....	49



7.1.1	Introduktion.....	49
7.1.2	Indata för riskbedömning .....	49
7.1.3	Risker för akvatiska organismer.....	51
7.1.4	Risker för semiakvatiska organismer.....	52
7.1.5	Risker i framtiden .....	53
7.2	RISKER FÖR MILJÖN I LULE ÄLV OCH BOTTENVIKEN .....	54
7.2.1	Introduktion.....	54
7.2.2	Riskbild.....	54
7.2.3	Risker i framtiden .....	54
7.3	RISKER FÖR MÄNNISKOR .....	55
7.3.1	Introduktion.....	55
7.3.2	Indata för riskbedömning .....	55
7.3.3	Riskbild.....	55
7.3.4	Risker i framtiden .....	60
<b>8</b>	<b>SAMLAD RISKBEDÖMNING.....</b>	<b>60</b>
8.1	BEDÖMNING AV NUVARANDE HÄLSO- OCH MILJÖRISKER SAMT KONSEKVENSER.....	60
8.2	BEDÖMNING AV RISKER OCH KONSEKVENSER I FRAMTIDEN .....	61
8.3	ÅTGÄRDSBEHOV .....	63
<b>9</b>	<b>REFERENSER .....</b>	<b>64</b>

Bilaga 1. PM Geokemiska studier av sediment och vatten

Bilaga 2. PM Lakförsök på torkade sediment.

## 1 INLEDNING

Luleå kommun genomför under 2006-2008 en huvudstudie av de områden i Notviken som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassfabrik i Karlshäll. Huvudstudien genomförs enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Projektgruppen består av representanter från kommunen och länsstyrelsen. Envipro Miljöteknik har handlat upp för planering och genomförande av huvudstudien. SGU medverkar som projektstöd till länsstyrelsen.

En slipmassfabrik byggdes i Karlshäll åren 1911-1912. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Under åren 1952- 1962 användes fenylkvicksilveracetat i processen för att förhindra svamp- och mögelangrepp. Det överblivna processvattnet leddes orenat ut i Notviken via träledning. Driften pågick fram till 1962.

Tidigare utredningar har visat att sedimenten i Notviken är förorenade med kvicksilver och metylkvicksilver som en följd av den tidigare slipmassetillverkningen i Karlshäll. Höga halter av kvicksilver har främst påvisats i ett område sydost om Karlshäll.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de sedimentområden som förorenats av verksamheten vid träsliperiet, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Luleå älv och Bottenviken.

Föreliggande rapport har utarbetats av Henrik Eriksson, Hifab AB/Envipro Miljöteknik. Pär Elander och Anders Bank, Hifab AB/Envipro Miljöteknik har båda medverkat som tekniskt stöd och granskare.

## 2 SYFTE, MÅLSÄTTNING OCH AVGRÄNSNING

### 2.1 Syfte

Syftet med denna rapport är att redovisa den fördjupade riskbedömningen för de kvicksilverförorenade sedimenten i Notviken. Riskbedömningen ska utreda riskerna med kvicksilverföroreningen idag och i framtiden. För att få en helhetsförståelse för processkedjan, från källterm till exponering och skyddsobjekt har en massbalans upprättats för systemet. Som grund för massbalansen och riskbedömningen ligger framförallt följande utredningar som tagits fram inom ramen för huvudstudien:

- Karlshäll 2007:06 Referensundersökning
- Karlshäll 2007:07 Biologiska undersökningar
- Karlshäll 2007:08 Sedimentkartering
- Karlshäll 2007:09 Vattenmodellering

Riskbedömningen omfattar beskrivning av källtermen (sedimenten) avseende halter, mängder och utbredning. Dessutom ges en beskrivning av toxiska egenskaperna hos de huvudsakliga föroreningarna, dvs. kvicksilver och metylkvicksilver. Spridningen (både idag och i framtiden) av föroreningarna och eventuella riskerna kopplade till densamma undersöks utifrån massbalansen. Riskerna med kvicksilverföroreningen för människor och biota bedöms utifrån jämförelser med relevanta jämförvärden, beräkningar av upptag i djur samt biologiska

undersökningar. Slutligen ska bedömningen av riskerna idag även användas för att bedöma vilken riskreduktion som krävs för att undvika skador på miljö och hälsa idag och i framtiden samt uppfylla uppsatta miljömål.

## **2.2 Målsättning**

Målsättningen med denna rapport är att redovisa den fördjupade miljö- och hälsoriskbedömningen för fibersedimenten i Notviken.

## **2.3 Avgränsning**

Föreliggande rapport behandlar inte riskvärdering, ansvarsutredning, planering och förberedelser inför framtida åtgärder samt miljökontrollprogram. Dessa avsnitt återfinns i egna rapporter och PM. Denna rapport (och undersökning) behandlar enbart effekterna av verksamheten vid slipmassfabriken i den akvatiska miljön och tar inte upp frågeställningar kring byggnader och mark inom industriområdet.

## **3 MASSBALANSER, PROCESSFÖRSTÅELSE OCH RISKBEDÖMNING – EN ÖVERSIKT**

Den fördjupade miljö- och hälsoriskbedömningen för Notviken har utarbetats enligt den struktur som anvisas i Naturvårdsverket (2007a och b). Riskbedömningen består förenklat sett av fyra moment:

- Problembeskrivning
- Bedömning av halter, spridning och exponering (massbalans)
- Bedömning av effekter
- Sammanvägd riskbedömning

I problembeskrivningen redovisas källtermens egenskaper, dvs. föroreningshalter, fysisk utbredning etc. Dessutom redovisas spridningsvägar, vilka skyddsobjekt som kan exponeras för föroreningarna och hur skyddsobjekten exponeras för föroreningarna. En konceptuell modell för det aktuella fallet redovisas, vilken illustreras som en bild för förståelsens skull.

I nästa moment ingår att bedöma hur stor exponeringen är för föroreningarna samt beskriva spridningen kvantitativt. För att göra detta har en massbalans upprättats för Notviken. I en massbalans kvantifieras de massflöden som sker mellan olika medier, exempelvis transport via ytvatten till recipienten eller diffusionen från sedimenten till vattenpelaren. Massbalansen ska också ge en form av processförståelse för det aktuella fallet, dvs. hur sker spridningen (partikelbundet eller i löst form), sker fäsförändringar etc. Ett viktigt mål för massbalansen är även att leverera ett underlag till åtgärdsutredningen. Genom att en uppfattning om massflödena erhålls kan åtgärder styras till de källor som utgör de största riskerna.

Bedömning av effekter omfattar en bedömning av vid vilka halter/doser som negativa effekter kan uppkomma. För människor saknas riktvärden samt beräkningsmodell från Naturvårdsverket. Istället används resonemang baserat på tolerabla dagliga intag samt vilka mängder sediment som måste intas. För biota används företrädesvis resultat från biologiska undersökningar samt litteratordata för jämförelser och beräkningar.

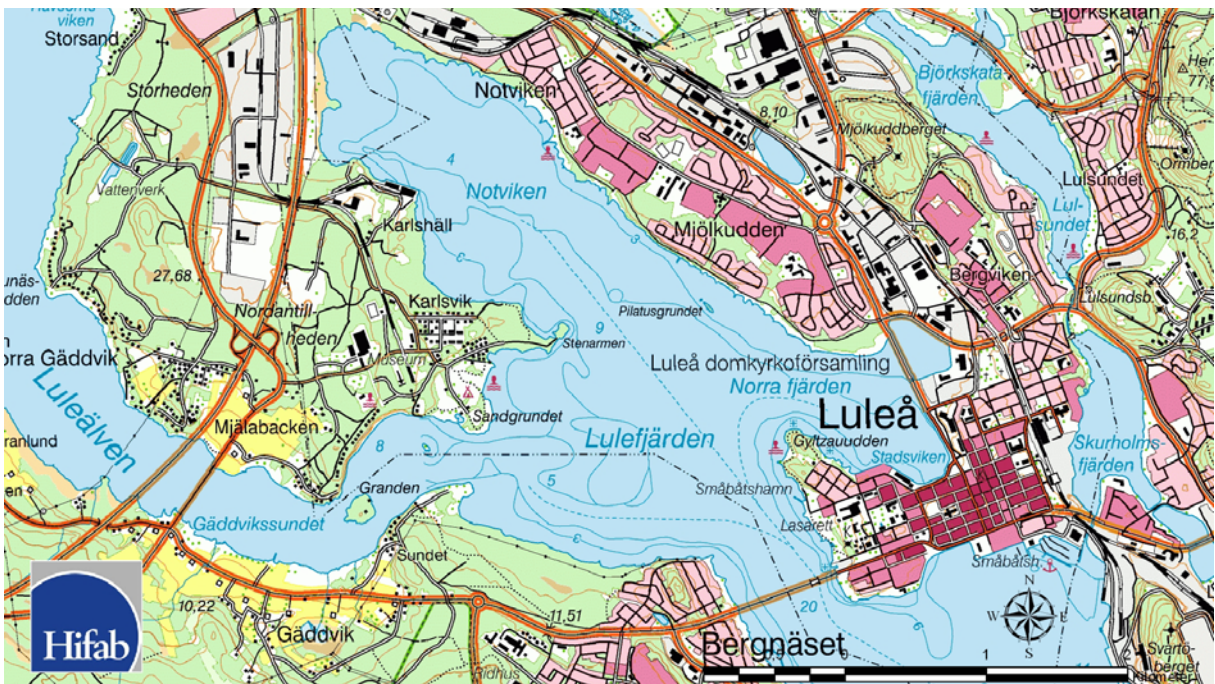


Den information som tagits fram i riskbedömningen vägs slutligen samman i en samlad riskbedömning. I den samlade riskbedömningen redovisas det åtgärdsbehov som föreligger enligt riskbedömningen.

## 4 OMRÅDESBESKRIVNING

### 4.1 Lokalisering och allmän beskrivning

Notviken är en vik i Lule älv, i anslutning till Luleå stad. Vid Notvikens sydvästra strand är Karlshälls före detta industriområde beläget, fågelvägen ca 4,5 km nordväst om Luleå stad, se karta i Figur 1.



Figur 1 Översiktsskarta. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur DinKarta™.

Längs Notvikens norra sida finns idag ett antal större bostadsområden samt ett mindre industriområde. Den strandnära marken nyttjas i friluftssyfte med ett flertal mindre bad- och grillplatser samt en mindre gång- och cykelbana. Det finns även ett antal båtbygggar. I Notviken förekommer också sportfiske. Hela området, inkluderande både vatten- och landområden, öster om väg E4 är förklarad riksintresse för friluftsliv (Länkartor, 2008).

### 4.2 Beskrivning av topografi, geologi och geohydrologi

#### 4.2.1 Topografi

Notviken är en del av Luleälven och ligger vid älvens utlopp i Bottenviken. Notviken är grund och mäter som mest cirka 9 m djup i ett mindre område vid vikens mynning. Omgivande terräng är relativt flack.

Landhöjningen är i denna del av landet cirka 8 mm/år (Lantmäteriet, 2007; SMHI, 2007) vilket gör att strandlinjen kommer att förändras över tid.

#### 4.2.2 *Naturmiljö*

Strandområdet längs viken vid Karlshäll är sankt och beväxt med tät slyskog. Marken i anslutning till det före detta industriområdet är beväxt med tall- och slyskog och sluttar flack mot vattnet. I anslutning till den innersta delen av viken passerar väg E4 vid kanten av ett industriområde. Längs den norra delen av Notviken ligger bostadsområden med villor och hyreshus. Längs stranden går en cykelbana och flera mindre bad- och båtplatser finns.

Enligt Skogsstyrelsens inventering finns sumpskog av typen strandskog vid tre lokaler längs Notvikens strand (Skogsvårdsstyrelsen, 2008). Ett område återfinns vid Karlsvik (naturvärdesklass 2) och de andra två på norra sidan längst in i viken (naturvärdesklass 3). Sumpskog innefattar all trädbärande blöt mark där träden har en medelhöjd på minst 3 m, och trädens krontäckningsgrad är minst 30 %. Strandskog är sumpskog som försörjs med vatten huvudsakligen genom översvämning eller p.g.a. vattenståndsvariationer från angränsande sjö, vattendrag eller hav (marin strandskog).

Längs Notvikens stränder växer sävväxter (agnsäv, knappsäv) och starrväxter (norrlandsstarr, flaskstarr), enligt uppgift från Westerberg (2008). I vattnet finns vass, igelknopp och sjöfräken samt flytväxter som gul näckros och pilblad. Under vattenytan återfinns arter som exempelvis ålnate (bottenväxande) och kransslinga.

I Notviken finns fiskar som mört, abborre, spigg, elritsa, id, braxen och gädda (Blomkvist, 2008). I älven vandrar havsöring, harr och lax. Även sik och siklöja finns i området i lektider.

Fåglar som förekommer i Notviken under längre eller kortare perioder är olika typer av måsfåglar, andfåglar, lommar, snäppor, strandkator, pipare och doppingar (Artportalen, 2008). Även rovfåglar som fiskgjuse och havsörn rör sig i området (Backe, 2008).

#### 4.2.3 *Geologi*

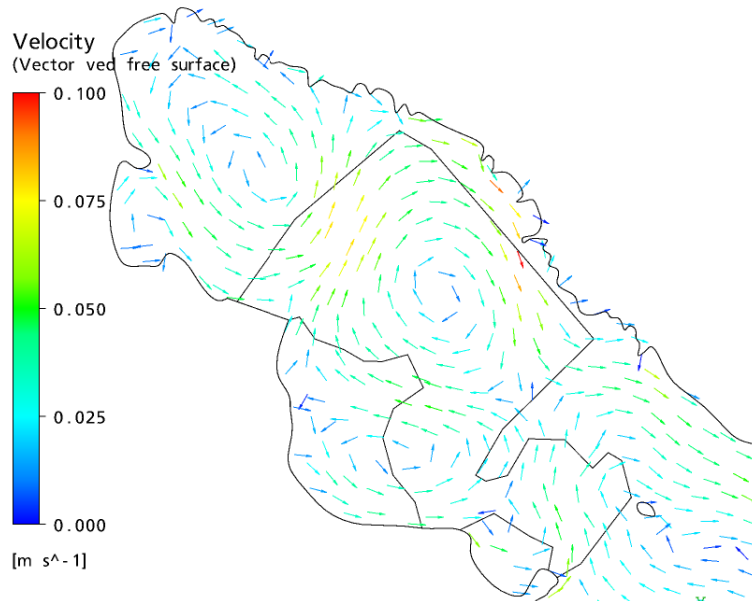
Enligt jordartskarta 24L Luleå NO (SGU serie Ak nr 12) består markområdena norr om Notviken av morän med i huvudsak osvullat ytskikt. Den ”landtunga” som Karlshäll är belägen på är en del av en större nordväst-sydostlig isälvsavlagring bestående av huvudsakligen sandiga isälvs sediment. På ett mindre område mellan Karlshäll och Karlsvik finns ett inslag av svallsediment (huvudsakligen grovmo-sand).

#### 4.2.4 *Notvikens strömningsbild*

Inom ramen för huvudstudien har en strömmätning och vattenmodellering genomförts (Ramböll, 2008). Under islagda förhållanden, dvs. utan påverkan av vind, strömmar vatten från Luleälven inte direkt in i Notviken. Vid låga flöden ( $510 \text{ m}^3/\text{s}$ ) sker inströmning vid Stenarmen och utströmning primärt vid Mjölkkudden (namn enligt Figur 1). Vid höga flöden ( $>1200 \text{ m}^3/\text{s}$ ) är flödesmönstret det omvända. Utströmning sker främst vid botten och inströmning vid ytan. Vid större flöden i älven sker en ökning av vattenhastigheten inne i Notviken. Hastigheterna i viken ligger dock i samtliga simuleringar mellan 0-2 cm/s, vilket är ett relativt litet flöde.

Även under påverkan av vind sker inströmningen till Notviken vid Stenarmen och utströmningen primärt sker vid Mjölkkudden. Utströmningen sker vid botten och inströmningen

sker i ytan. En bild av strömningen under isfria förhållanden tillsammans med vattenhastigheten i ytan redovisas i Figur 2.



**Figur 2** Huvudsakliga bedömda strömningsriktningar och vattenhastigheter vid ytan vid mättilfälle 2 (2007-05-23). Vindriktning 300°, vindstyrka 6-7 m/s. Figur hämtad från Ramböll (2008).

### 4.3 Markanvändning

Enligt Fördjupad översiktsplan Luleå tätort anges att kommunstyrelsen anser att Notviken ska betraktas som ekologiskt särskilt känslig. Notviken ingår i Luleälvens fiskevårdsområde samt i ett större område för friluftsliv, naturvård och ekologi. I planen anges det att Notviken, utanför Karlshäll, används för vattenskidåkning.

Landområdet vid Karlshäll anges vara arbetsområde och föreslås utvidgas och användas som detsamma även fortsättningsvis enligt den fördjupade översiktsplanen. Vidare säger den att de områden som omgärdar Karlshäll och Karlsvik är bevarandeområden för friluftsliv, naturvård och ekologiska funktioner.

## 5 PROBLEMBESKRIVNING – KONCEPTUELL MODELL

I problembeskrivningen redovisas hur källtermen kan innebära ett problem för skyddsobjekten. Avsnittet avslutas med en konceptuell modell som sammanfattar risksituationen. I kapitlet redovisas främst kvalitativa resonemang. Kvantifieringar, halter etc. återfinns i Kapitel 6.

### 5.1 Beskrivning av källtermen

#### 5.1.1 Karaktärisering av sediment – egenskaper och föroreningsinnehåll

Enligt genomförd sedimentkartering (MiljöManagement Svenska AB, 2007) utgörs sedimenten i Notviken av ett övre löst lager av detritus/gyttja. Under detta lösa lager förekommer en svart sulfidlera, så kallad "svartmocka". I viken sydost om Karlshäll förekommer även fibersediment, spån, spåt (utsorterat grövre material från skogsindustriell hantering) och bark. Dessa material kan kopplas till den hantering som förekom vid slipmassafabriken.

Tidigare undersökningar (se AB Bothniakonsult, 2005) har visat att föroreningsbilden i Notviken utgörs av kvicksilver och metylkvicksilver, några andra föroreningar har inte påvisats. Undersökningar inom ramen för huvudstudien har därför helt inriktats på dessa två.

### 5.1.2 Föroreningarnas farlighet och biogeokemi

Resultaten från analyser, både inom tidigare undersökningar och från föreliggande huvudstudie visar att kvicksilver och metylkvicksilver är de föroreningar som förekommer i förhöjda halter i sedimenten. Nedan ges en beskrivning över de risker som finns kopplade till dessa två.

Toxicitetsdata och använda riktvärden för kvicksilver respektive metylkvicksilver redovisas i Kapitel 7.

#### **Metylkvicksilver**

Metylkvicksilver är mer toxiskt än metalliskt kvicksilver. Detta eftersom föreningen tas upp 10-1000 ggr snabbare än t.ex.  $\text{Hg}^{2+}$  och även utsöndras långsammare. Metylkvicksilver adsorberas lätt i blodet (>90%) och intaget kan både ske genom andning och direktintag. Metylkvicksilvers neutrala former är hydrofila, lipofila och flyktiga och kan därmed passera över cellmembran. Metylkvicksilver kan överföras från modern till fostret och passera fostrets blod-hjärnbarriär (Kemikalieinspektionen, 2006). Redan vid låga halter kan detta troligen innebära en hämning av den mentala utvecklingen.

Metylkvicksilver är också fettlösligt, vilket bl.a. leder till bioackumulering i t.ex. fisk. Metylkvicksilver binder till proteiner och ackumuleringen sker främst i muskler (Madigan *et al.*, 2000). Detta innebär att människor som äter mycket fisk kan vara särskilt utsatta.

Bioackumuleringen av metylkvicksilver innebär också en risk för exempelvis fiskätande däggdjur. Enligt Kemikalieinspektionen (2006) finns indikationer på att fortplantningen hos fiskätande däggdjur och fågel kan påverkas av förhöjda halter av metylkvicksilver i fisk.

#### **Kvicksilver**

Den främsta risken med kvicksilver (speciellt metylkvicksilver) för människor är negativa effekter på nervsystemet och dess utveckling (ATSDR, 1999 och Kemikalieinspektionen, 2006). Förutom nervsystemet kan hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet och njurarna påverkas negativt. Vid hudkontakt kan kvicksilverföreningar ge upphov till allergiska reaktioner.

Metalliska kvicksilverångor är farligare än andra former eftersom mer kvicksilver kan nå hjärnan via denna exponeringsväg (ATSDR, 1999). Kvicksilverförgiftning kan ge upphov till humörsvängningar, skakningar, problem med synen, hörseln och minnesproblem. Andra effekter, främst från inandning av kvicksilverångor, kan vara lungskador, illamående, kräkningar, ökat blodtryck, problem med hjärtrytmen, utslag och ögonirritation. Små barn är generellt mer känsliga än vuxna.

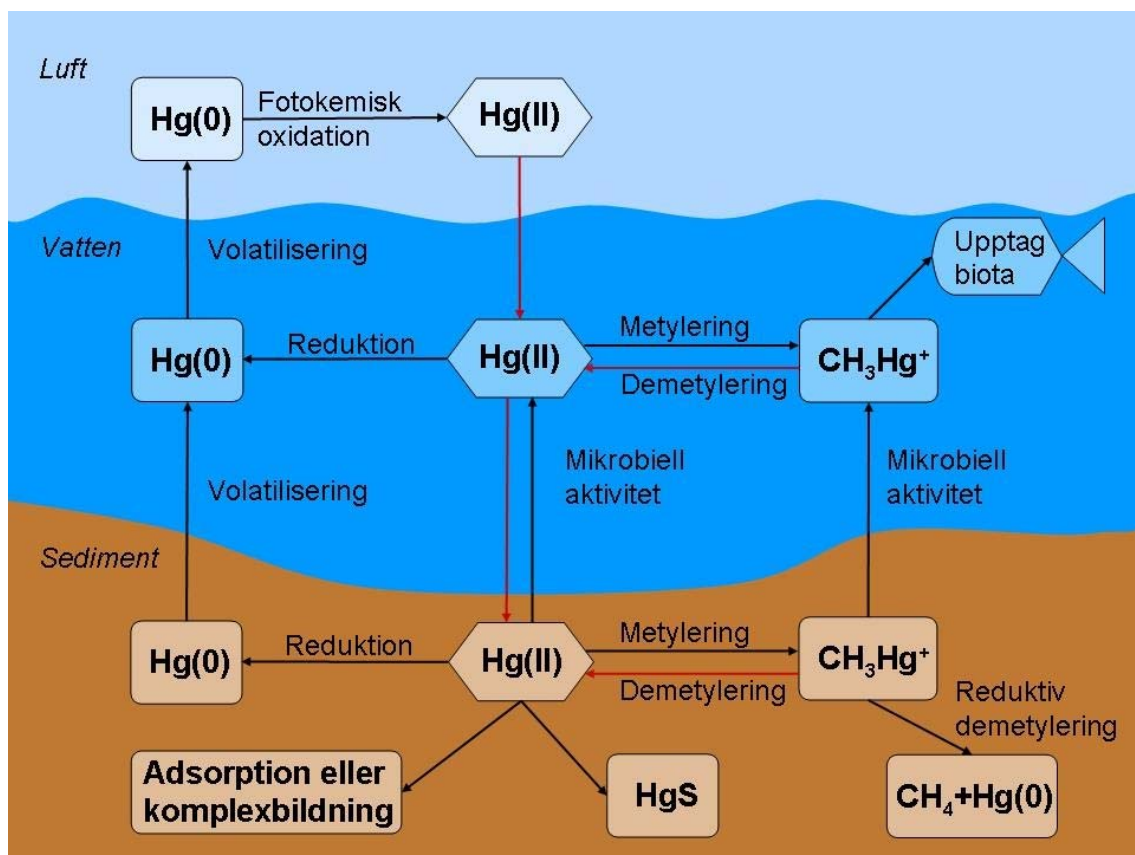
#### **Kvicksilvers biogeokemi**

Kvicksilver förekommer naturligt i flera olika former. I berggrunden föreligger kvicksilver främst i oxiderad form som  $\text{Hg(II)}$  främst bundet i mineralet cinnober ( $\text{HgS}$ ), och som spårmetall i andra sulfider, t.ex. i zinkblände ( $\text{ZnS}$ ) eller bundet till ytan på oxider eller

organiskt material (Benjamin och Honeyman, 2000). Kvicksilver i form av Hg(I) är mycket ovanligt (Atkins och Jones, 1999).

Kvicksilver kan i ett naturligt system förekomma i flera olika former. Förekomsten av olika kvicksilverformer påverkas inte bara av fysikalisk-kemiska förhållanden utan även av mikrobiell aktivitet. Ett flertal olika processer förekommer som kan påverka den mikrobiella aktiviteten och därmed kvicksilvers mobilisering. I Figur 3 redovisas hur kvicksilver kan förändras i sedimenten och vattenpelaren i ett vatten (till exempel sjö eller vik).

Halterna av löst kvicksilver begränsas av bland annat fastläggning, till exempel i form av HgS eller genom adsorption. Adsorptionen sker framförallt till järn- och manganhydroxider. Hydroxiderna adsorberar det organiska materialet, till vilket kvicksilvret är bundet, väl vid låga och neutrala pH-värden. Högre pH-värden kan således leda till att det organiska materialet, med kvicksilver inbundet, desorberar ("släpper") från hydroxiderna. Kvicksilvrets desorption från det organiska materialet är dock relativt pH-okänslig. Istället följer kvicksilvrets rörlighet det organiska materialets pH-beroende, det vill säga rörligheten ökar med ökande pH (Tyler och Olsson, 2001). Under anaeroba förhållanden kan även dessa järn- och manganhydroxider lösas upp. Kvicksilvret övergår därmed åter till vattenfasen, vilket kan ge en ökning av kvicksilverhalten i por- och bottenvatten. Detta sker generellt under vinter och sommar då sygashalten sjunker i naturliga vatten och anaeroba förhållanden uppstår.



**Figur 3 Biogeokemisk cykel för kvicksilver i sediment, vatten och luft (modifierad efter Madigan et. al., 2000; Kotnik et. al., 2002).**

Metyleringsprocessen är idag inte helt klarlagd. Känt är bland annat att metylgruppen härstammar från metylcobolamin, den metylerade formen av vitamin B<sub>12</sub> (exempelvis

Schlesinger, 1997; Madigan *et. al.*, 2000). En reducerad metylgrupp ( $\text{CH}_3^-$ ) doneras till  $\text{Hg(II)}$  istället för det avsedda substratet. Sulfatreducerande bakterier har visat sig vara de mikroorganismer som i störst utsträckning metylerar kvicksilver (Compeau och Bartha, 1985). En förklaring till detta kan vara att sulfatreduktionen ökar kvicksilvrets tillgänglighet för metylering genom bildandet av  $\text{HgS(aq)}$ .  $\text{HgS(aq)}$  kan sedan diffundera in i cellen och metyleras (Benoit *et. al.*, 1999). Vid anaeroba förhållanden (lågt redox) reduceras sulfat till sulfid. Under dessa förhållanden sker även en reduktion av järn- och manganhydroxider. Höga lösta halter av dessa tre ämnen kan förekomma i samband med höga metylkvicksilverhalter. Förutom svavelreducerare kan även ytterliggare mikroorganismer sannolikt metylera kvicksilver, exempelvis metanogener (Schlesinger, 1997).

Metyleringen av kvicksilver gynnas av en växelvis aerob och anaerob miljö. Något som är vanligt i ytsedimenten. Detta beror på att i en miljö som alltid är syrefattig så kan även den anaeroba aktiviteten minska. Metyleringen gynnas även generellt av processer som gynnar sulfatreduktionen, till exempel svaveloxidation. Även under aeroba förhållanden sker en viss metylering av kvicksilver. Dock är metyleringshastigheten betydligt lägre än i anaeroba miljöer.

Den mikrobiella aktiviteten stimuleras bland annat av en ökad tillförsel av lösta kolloidala föreningar, en ökad tillförsel av oorganiska näringsämnen som kväve och fosfor samt en ökning av temperaturen. Detta leder ofta till en ökad grad av metylering under sommarmånaderna då temperaturen stiger.

I sediment och bottenvatten sker även nedbrytning av metylkvicksilver, så kallad demetylering. Två typer av demetylering förekommer, oxidativ och reaktiv. Den oxidativa demetyleringen sker framförallt i anaeroba miljöer och innebär att metylgruppen bryts ner och koldioxid bildas. Reduktiv demetylering sker aerobt och fungerar som ett skydd mot kvicksilvrets toxicitet för mikroorganismerna.

Skyllberg *et al.* (2006) har i en studie av kvicksilverförorenade sedimentområden undersökt metyleringen och vilka parametrar som inverkar på denna. Resultaten från studien tyder på att neutrala Hg-sulfider är en förutsättning för metyleringen av kvicksilver. Förekomsten av dessa Hg-sulfider styrs av bland annat halten löst sulfid, pH och tillgången på löst organiskt material. Det finns även indikationer på att tillgången på energirika kolföreningar är av stor betydelse för metyleringen. Störst risk för metylering bedöms författarna finnas för små sötvatten med eutrof karaktär och hög primärproduktion.

## 5.2 Spridningsvägar

### 5.2.1 Läckage från källan – idag och i framtiden

Källtermen utgörs av sediment som är förorenade med kvicksilver och metylkvicksilver. Från källtermen kan föroreningar spridas till nedströms belägna områden samt till djur och människor. De processer som bedöms orsaka läckage (spridning) av föroreningar idag är:

- Resuspension (på grund av vind och vågor)
- Diffusion
- Förångning

Dessa processer bedöms även vara aktuella i framtiden. I framtiden kan läckage möjligen även ske som en effekt av landhöjningen. Processerna behandlas i detalj i följande avsnitt.

### **Resuspension och sedimentation**

Resuspension eller uppvirvling av sediment är en fysisk process som kan bidra till att föroreningar kan spridas i partikelbunden form. Resuspensionen kan ske som en effekt av bottenströmmar, vind, vågor eller exempelvis båttrafik. Tidigare genomförd undersökning (AB Bothniakonsult, 2005) visade att resuspension av förorenade sediment sannolikt sker i Notviken. Framförallt i de grundare delarna nära Karlshäll där fibersediment med höga kvicksilverhalter har påvisats.

Orsaken till resuspensionen har inte undersökts i detalj. Det bedöms att vågor, vind och bottenströmmar har den största inverkan på resuspensionen. Genomförd strömmätning (Ramböll, 2008) har visat att bottenströmmar i ett cirkulärt mönster förekommer i området där kvicksilverförorenade sediment finns.

Resuspensionen motverkas av den nedåtriktade sedimentation. Sedimentationen fungerar således som en barriär för läckaget från sedimenten och motverkar spridningen av kvicksilver ut från Notviken.

Båttrafiken bedöms idag ha en förhållandevis liten påverkan på resuspensionen. Detta främst på grund av att det inte förekommer någon regelbunden trafik med större båtar i Notviken. I framtiden kan båttrafiken påverka resuspensionen i större utsträckning. Detta om Notviken exploateras i större utsträckning, till exempel ökad användning av kajen, i kombination med minskat vattendjup.

### **Diffusion**

Diffusion är namnet på den process där molekyler "vandrar" på grund av koncentrationsgradienter för att jämna ut de skillnader i koncentration som finns. Diffusion sker således från hög till låg halt. Till skillnad mot resuspensionen är diffusionen en kemisk process som kan bidra till ett läckage från källan. Spridningen via diffusion skiljer sig också mot resuspensionen i fråga om vilken form föroreningarna sprids i. Vid diffusion handlar det om en spridning av lösta föroreningar medan det i fallet resuspension, som tidigare nämnts, rör sig om partikelbunden spridning.

Även diffusionen kan motverkas av sedimentationen. Detta genom att lösta föroreningar adsorberas till partiklar (till exempel uppvirvlat sediment) och sedan sedimenterar.

### **Förångning**

Kvicksilver tillhör en av de få metaller som kan förångas vid temperaturer som förekommer normalt i naturen. Endast elementärt kvicksilver ( $Hg^0$ ) förångas. Elementärt kvicksilver är dock inte speciellt vanligt i ett sediment- vattensystem. En bildning av  $Hg^0$  kan dock ske genom reduktion av  $Hg^{2+}$ . Denna form är betydligt mer vanligt förekommande i ett naturligt system.

### **Landhöjningen**

I norra Sverige är landhöjningen förhållandevis stor. I Luleå anges den vara cirka 8 mm/år (Lantmäteriet, 2007; SMHI, 2007). Landhöjningen skulle på sikt kunna innebära en ökad spridning av kvicksilver om vattendjupen minskar och inverkan från vågor blir större. Dagens klimatforskning indikerar att en höjning av havsvattennivån kan ske, vilket således motverkar landhöjningen. Prognosen och tidsperspektivet för detta får betraktas som mycket osäkert.

### 5.2.2 Transportvägar – idag och i framtiden

Transporten av kvicksilver och metylkvicksilver från sedimenten bedöms kunna ske på ett flertal olika sätt, vilka beskrivs nedan. Samtliga transportvägar bedöms vara relevanta både idag och i framtiden.

- Spridning via ytvatten (löst och partikelbunden form) till idag opåverkade delar av Notviken.
- Spridning via ytvatten (löst och partikelbunden form) från Notviken till Lule älv och vidare ut i Östersjön.

Spridningen via ångor bedöms vara av mindre betydelse. Processen har inte undersökts i Notviken. Erfarenheter från kvicksilverförorenade sediment i Örserumsviken (Västerviks kommun) visade att avgången till luft var mycket liten.

### 5.3 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

Ett antal skyddsobjekt som kan utsättas för riskerna med de förorenade sedimenten i Notviken har identifierats:

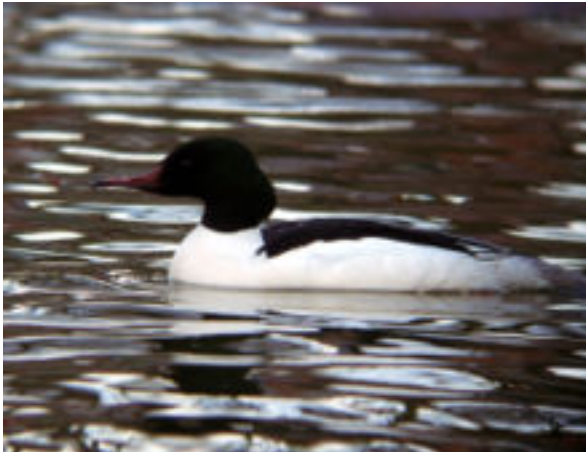
- Akvatiska och semiakvatiska organismer i Notviken
- Akvatiska och semiakvatiska organismer i Lule älv och Bottenviken (Östersjön)
- Människor som badar i Notviken
- Människor som intar fisk som fångats i Notviken
- Människor som intar grönsaker som bevattnats med vatten från Notviken
- Foster. Metylkvicksilver kan överföras från moder till foster

Skyddsobjekten delas grovt in i biota (akvatiska och semiakvatiska organismer) samt människor. Dessa behandlas separat i den fördjupade riskbedömningen.

Den akvatiska miljön i Notviken, Lule älv samt Bottenviken (Östersjön) bedöms ha höga skyddsvärden. Notviken är belägen i direkt anslutning till Luleå och området är populärt för rekreation. En del av Notviken ingår i Luleå kommuns kulturmiljöprogram. Längs den nordöstra stranden finns även ett område som ingår i kommunens naturvårdsplan. Dessutom finns nyckelbiotoper enligt Skogsvårdsstyrelsen vid nordöstra sidan. Den slutliga recipienten, Bottenviken (Östersjön), listas också som ett skyddsobjekt. Enligt riksdagens miljömål nummer 10, Hav i balans samt levande kust och skärgård ska Östersjön bland annat *ha en långsiktig hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden ska bevaras*.

Akvatiska organismer som förekommer i Notviken är exempelvis gädda och abborre. Undersökningar inom ramen för huvudstudien har även omfattat sötvattenslevande snäckor och chironomider (Pelagia Miljökonsult AB, 2007). Gädda och abborre är rovfiskar och exponeras för kvicksilverföroreningen både genom intag av lägre stående arter (till exempel småfisk) och direktexponering (sediment/vatten). De snäckor som undersökts lever som betare och skrapare (muntlig kommunikation Torbjörn Jonsson, 2008). Detta innebär att de intar sin föda genom att skrapa av den biofilm som finns på hårda ytor (till exempel stenar och stockar). Snäckorna är inte selektiva i sitt val av föda, vilket innebär att resuspenderat sediment bland annat kan intas. Snäckorna kan således exponeras för kvicksilverföroreningen utan att de lever i direktkontakt med sedimenten. Chironomider (fjädermyggor) är en sedimentlevande art och exponeras således vid direktkontakt med föroreningen.





**Figur 4** Storskrake (*Mergus merganser*). Foto hämtat från [www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org).

En semiakvatisk organism som är vanligt förekommande i området och som kan exponeras för kvicksilverföroreningen är storskraken (*Mergus merganser*), se Figur 4. Detta genom att den främst livnär sig på mindre fiskar. Förutom storskrake har även sångsvan (*Cygnus cygnus*) bedömts vara ett skyddsobjekt. Sångsvanen intar sin föda främst från botten, i form av vattenväxter och sediment. En art som livnär sig på fisk och som uppehåller sig i Notviken är mink (Backe, 2008). I riskbedömningen tas minken (*Mustela vison*) upp som en för området representativ indikatororganism. Med ledning av riskbedömningens resultat vad gäller risker för mink kan en diskussion föras även för andra däggdjur med liknande beteende. En sammanställning över hur exponeringen för akvatiska och semiakvatiska organismer sker ges i Tabell 1.

Fler arter än de tre som beskrivits ovan förekommer i Notviken. För att begränsa riskbedömningen har dessa tre valts att användas som indikatororganismer, representativa för Notviken. Arter som främst vistas på land, nära stranden och även söker sin föda där exponeras inte, för de förorenade sedimenten, i samma utsträckning som akvatiska och semiakvatiska organismer.

**Tabell 1** Sammanställning över beaktade exponeringsvägar för akvatiska och semiakvatiska organismer.

Organism	Intag ytvatten	Intag sediment	Intag fisk
<i>Akvatiska</i>			
Gädda	X	X	X
Abborre	X	X	X
Snäckor	X	X	
Chironomoider	X	X	
<i>Semiakvatiska</i>			
Storskrake			X
Sångsvan		X	
Mink			X

Människor vistas på/i Notviken framförallt i samband med rekreation. I området finns badplatser och nedströms Notviken ligger Arcus camping. Fiske förekommer i Notviken och därför beaktas människor som intar fisk som ett skyddsobjekt. Det är även möjligt att människor

kan exponeras för föroreningar genom intag av egenodlade grönsaker som bevattnats med vatten från Notviken.

För människor ges en sammanställning över beaktade exponeringsvägar i Tabell 2. Direktkontakt med sediment (intag och via huden) bedöms främst kunna ske i samband med bad i området. Kontakt med sedimenten kan möjligen ske vid förankring/förtöjning av båtar. Intag av egenodlade grönsaker eller växter är en exponeringsväg om vatten från Notviken använts vid bevattning. Intag av fisk har beaktats då det finns matfisk i viken, bland annat gädda och abborre.

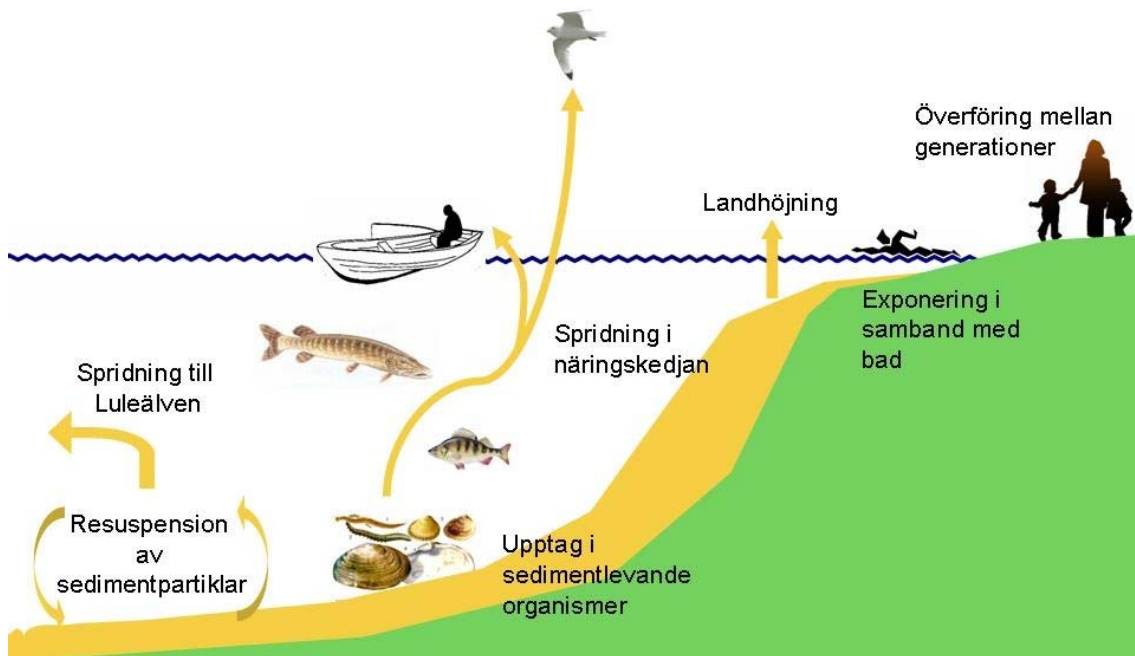
**Tabell 2 Sammanställning över beaktade exponeringsvägar för människor.**

<b>Exponeringsväg</b>	<b>Karlshäll/Notviken</b>
Intag av sediment	X
Hudkontakt med sediment	X
Inandning av damm	
Inandning av ångor	
Intag av dricksvatten	
Intag av grönsaker/bevattning	X
Intag av fisk	X

Fyra exponeringsvägar som tas upp i Naturvårdsverket (2007b) har inte bedömts vara relevanta. Det gäller inandning av damm, ångor, intag av dricksvatten samt intag av grönsaker. Eftersom föroreningskällan (sedimenten) är belägen under vatten bedöms damning inte vara aktuellt. Inandning av ångor bedöms inte vara en betydande exponeringsväg då erfarenheter från andra kvicksilverförorenade sediment visat att avgången till luft är mycket liten. Detta främst på grund av att risker med kvicksilverångor främst är kopplade till om det finns byggnader där människor vistas och som ångorna kan tränga in i. Inget uttag av dricksvatten sker idag från Notviken. Detta bedöms inte heller bli aktuellt i framtiden.

#### **5.4 Konceptuell modell**

En sammanfattande bild av hur människor och djur kan exponeras för kvicksilverföroreningen samt hur spridningen sker redovisas i Figur 5.



Figur 5 Konceptuell modell för exponeringssituationen i Notviken.

## 6 EXPONERINGSANALYS OCH MASSBALANS

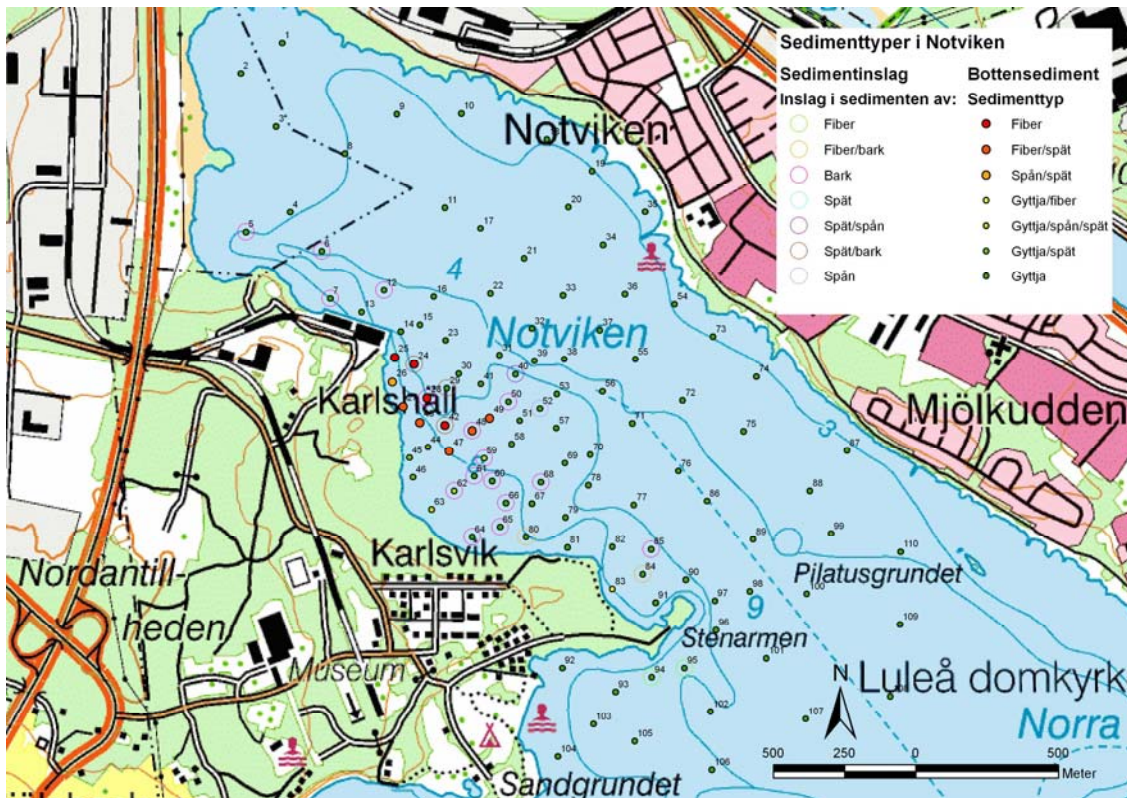
### 6.1 Karaktärisering av källtermen

#### 6.1.1 Sedimentens föroreningsinnehåll – fast fas

I fördjupade förstudien genomfördes screeninganalyser på sedimentprover från Notviken (AB Bothniakonsult, 2005). Resultaten visade inte på förhöjda halter av någon förorening undantaget kvicksilver. Undersökningarna inom ramen för huvudstudien inriktades därför helt på kvicksilver och metylkvicksilver.

Metaller har analyserats i sedimenten på två sätt inom ramen för huvudstudien, som totalhaltsanalys (uppslutning med syra och med smälta) och bara med syrauppslutning. Resultaten från dessa analyser redovisas separat i Tabell 3 och Tabell 4. Analyserna i Tabell 3 omfattar endast sediment från det område där fibersediment påträffats medan Tabell 4 ger en mer sammanfattande bild över halterna inom respektive utanför fibersedimentområdet. En redovisning av var fibersediment återfinns ses i Figur 6.

Data som återfinns i Tabell 3 visar att inga andra metaller än kvicksilver förekommer i förhöjda halter i fibersedimenten. Resultaten ligger således i linje med den fördjupade förstudien.



**Figur 6** Redovisning av punkter där det förekommer fibersediment (markerat med rött) och andra material som kan kopplas till verksamheten i Karlshäll. Underlag hämtat från MiljöManagement Svenska AB (2007).

Kvicksilverhalten i fibersedimenten varierar mellan 0,04 och 29 mg/kg med ett medelvärde på cirka 6 mg/kg. Generellt ligger halterna inom fiberområdet högre jämfört med området utanför. I området där fibersediment inte påvisats varierar halterna mellan 0,04 och 7 mg/kg med ett medelvärde på cirka 0,5 mg/kg. Beräknat på medelvärden är alltså halterna i fibersedimenten drygt tio gånger högre än i sediment som inte uppvisar någon förekomst av fiber.

Ingen provtagning av sediment i uppströms belägna delar av Lule älv har genomförts inom ramen för huvudstudien. I tidigare undersökningar genomförda av Luleå kommun (1989 och 1990) har dock sediment tagits på två referenslokaler (uppströms i Lule älv) i Gammelstadsfjärden respektive nedströms gamla Gäddviksbron. I båda punkterna uppgick kvicksilverhalten till 0,01-0,02 mg/kg TS. Medelhalten i fibersedimenten i Notviken är således 300-600 gånger högre än i uppströms liggande områden i Lule älv.

I sjön Jutsajaure som ligger inom Lule älvs avrinningsområde finns sedimentanalyser från 1999 (SLU, 1999). I de ytligaste sedimentskikten (0-4 cm) låg kvicksilverhalten på 0,1- 0,2 mg/kg medan den uppgick till 0,09 mg/kg på nivån 30-32 cm.

Generellt kan det således konstateras att kvicksilverhalterna inom fiberområdet samt även utanför fiberområdet i Notviken ligger högre än för området naturliga bakgrundshalter. Detta kunde även konstateras i tidigare undersökningar av Luleå kommun (1989 och 1990).

Naturvårdsverket (1999) redovisar en tillståndsklassning för sediment i sjöar och vattendrag. Kvicksilverhalter under 0,3 mg/kg anses vara låga och halter över 1 mg/kg anses vara höga. Mot bakgrund av detta kan kvicksilverhalterna inom fiberområdet generellt klassas som höga samt i

vissa fall mycket höga (>5 mg/kg). I området där fibersediment inte påvisats kan halterna generellt klassas som låga till måttliga (0,3-1 mg/kg). Endast i enstaka fall kan höga halter noteras.

**Tabell 3 Redovisning av analyserade halter genom totalhaltsanalys. Data hämtade från detaljstudier av sediment och vatten. SP7 och SP9 är belägna inom det område där fibersediment påträffats.**

Parameter	SP7			SP9		
	Medel	Stdav	Antal	Medel	Stdav	Antal
[%]						
TS	29	15	7	8,9	1,3	8
[% av TS]						
TOC	15	12	7	43	7	8
[% TS]						
SiO <sub>2</sub>	43	16	7	14	7	8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	9,4	3,3	7	2,8	1,4	8
CaO	2,1	0,5	7	1,0	0,3	8
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,6	1,7	7	3,1	1,7	8
K <sub>2</sub> O	2,3	0,8	7	0,67	0,34	8
MgO	1,6	0,4	7	0,52	0,27	8
MnO	0,13	0,03	7	0,050	0,020	8
Na <sub>2</sub> O	2,2	0,7	7	0,67	0,29	8
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,25	0,03	7	0,16	0,07	8
TiO <sub>2</sub>	0,51	0,18	7	0,15	0,08	8
[mg/kg TS]						
As	12	2,7	7	6,0	2,9	8
Ba	511	160	7	168	70	8
Cd	0,23	0,07	7	0,28	0,13	8
Co	9,9	1,6	7	5,2	2,8	8
Cr	55	13	7	41	22	8
Cu	49	33	7	63	8	8
Hg	0,78	0,61	4	1,8	0,8	8
Mo	<6	<6	0	<6	<6	0
Ni	18	1,9	7	15	7	8
Pb	17	6,6	7	21	4	8
S	2906	696	7	3959	824	8
Sn	<20	<20	0	<20	<20	0
Sr	171	57	7	61	23	8
Zn	106	26	7	136	25	8
Zr	186	98	7	37	22	8
[ng/g TS]						
Metyl-Hg	10	8,7	7	20	13	8

Vid jämförelse med andra objekt där fibersediment förekommer kan det konstateras att halterna i Notviken är förhållandevis höga. I Svartsjöarna, Hultsfreds kommun (Småland) ligger medelkvicksilverhalten på cirka 1 mg/kg och i Kisasjön, Kinda kommun (Östergötland) uppgick kvicksilverhalten till 2-8 mg/kg i fibersedimenten.

**Tabell 4 Sammanställning av kvicksilverhalter inom respektive utanför fibersedimentområdet. Data hämtade från sedimentkarteringen (MiljöManagement Svenska AB, 2007). Halter under rapporteringsgräns har inte tagits med i beräkningen.**

Hg sediment	Fiberområdet	Utanför fiberområdet
[mg/kg TS]		
Medel	5,9	0,48
Standardav.	7,7	0,76
Max	29	7,2
Min	0,042	0,045
Antal analyser	68	142

Vad gäller metylkvicksilver finns inte samma dataunderlag som för kvicksilver. Provtagningar av fibersediment i Notviken visar generellt på halter mellan 10 och 20 ng/g TS. I ett prov (ytsedimenten i SP9) uppgår metylkvicksilverhalten till 48 ng/kg TS. I den underlagande svartmockan (sulfidleran) har metylkvicksilverhalterna varit lägre, cirka 0,2 ng/g TS. Ingen tillståndsklassning från Naturvårdsverket finns för metylkvicksilver. Halterna kan jämföras med fibersedimenten i Svartsjöarnas ytsediment på cirka 50 ng/g TS. I Bengtsbrohöljen (i anslutning till EKA Bengtsfors) har metylkvicksilverhalter upp till 250 ng/g TS analyserats (Östlund, 2002). En vanligt förekommande storleksordning på metylkvicksilverhalterna i kustnära sediment är 1- 3 ng/g TS (se till exempel Brack, 2000). Metylkvicksilverhalterna i fibersedimenten i Notviken får således betraktas som förhöjda, 3-20 gånger högre än de data från kustnära sediment som redovisas av Brack (2000).

Metyleringsgraden, dvs. andelen metylkvicksilver av totalkvicksilverinnehållet kan med dessa data beräknas till 0,5-1,8 % i fibersedimentens samtliga prover utom två. Två prover uppvisar en högre metyleringsgrad, cirka 4-5 %. Som jämförelse kan motsvarande i Svartsjöarna nämnas. I den Övre Svartsjön uppgick andelen metylkvicksilver till 5-7 % och i den Nedre till 1-3,1 % (Svartsjöprojektet, 1998). I Bengtsbrohöljen ligger andelen metylkvicksilver i cirka hälften av de undersökta punkterna på <2 %, i en tredjedel av punkterna på 2-10 %. Enstaka punkter uppvisar andelar över 10 %. I Brack (2002) redovisas metylkvicksilverandelar på 0,05 och 0,42 % i kustnära sediment (kvicksilverpåverkade). I Svartsjöprojektet (1998) redovisas att en metylkvicksilverandel på cirka 1 % kan vara ett användbart jämförelsemått (opåverkade skogssjöar). Med ledning av detta kan slutsatsen dras att andelen metylkvicksilver i Notvikens sediment är något förhöjd jämfört med vad som kan anses vara normalt för sediment. Andelen är dock inte lika hög som i till exempel Bengtsbrohöljen eller Övre Svartsjön.

Att metyleringsgraden är lägre i Notviken jämfört med sediment längre söderut är resultat som ligger i linje med Skyllberg *et al.* (2006). Notviken ingick som ett av sju objekt i en jämförande studie av bland annat metyleringen av kvicksilver. Metyleringshastigheten och ackumulationen av metylkvicksilver i Notviken var lägre än sötvattensmiljöer längre söderut (exempelvis Övre Svartsjön, Marnästjärn och Turingen). Den främsta förklaringen är enligt författarna det kallare klimatet samt sämre tillgång på energirika kolföreningar.

Sammanfattningsvis:

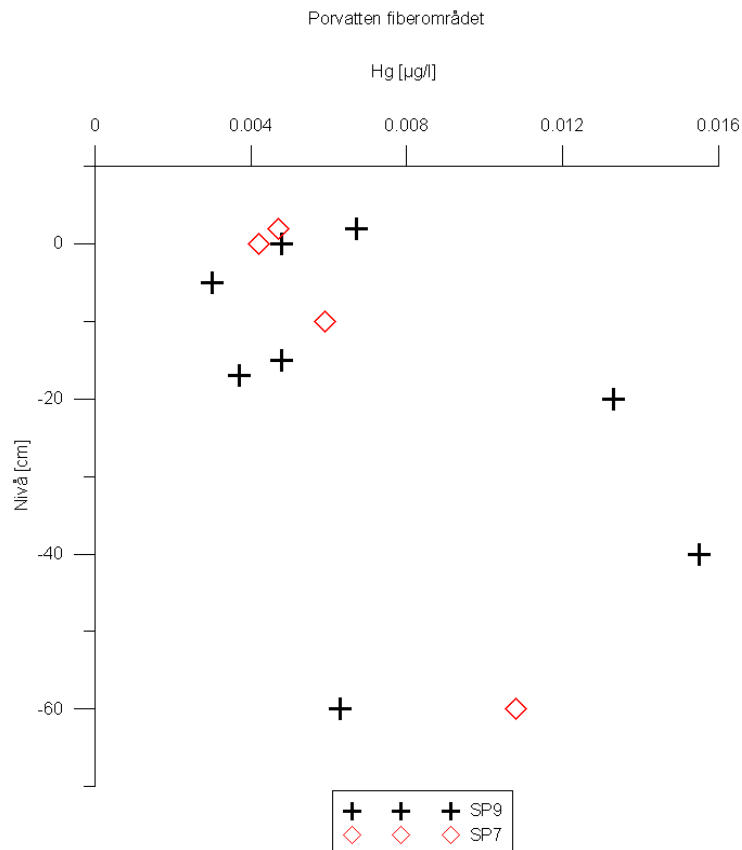
- Förhöjda halter av kvicksilver påvisas främst i fibersedimenten. Halterna är betydligt högre än för området naturlig bakgrundshalt. I relation till Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas halterna som höga till mycket höga.
- Utanför fiberområdet är halterna av kvicksilver generellt lägre. Halterna klassas som låga till måttliga och endast i enstaka fall kan höga halter noteras.

- Halterna av metylkvicksilver är förhöjda i fibersedimenten. Andelen metylkvicksilver i förhållande till totalinnehållet av kvicksilver betraktas som förhöjt jämfört med naturliga sediment.

### 6.1.2 Sedimentens föroreningsinnehåll - porvatten

Inom ramen för den detaljerade undersökningen av sediment provtogs och analyserades även sedimentens porvatten (det vatten som finns i sedimenten). En fullständig redovisning återfinns i bilaga 1. Redovisning av halter i bottenvatten (precis ovan sedimentytan) och porvatten återfinns i Figur 7 (för kvicksilver) och Figur 8 (för metylkvicksilver).

Vad gäller kvicksilver kan det konstateras att halterna varierar mellan 0,003 och 0,016 µg/l. De högsta kvicksilverhalterna återfinns på djupare nivåer i punkten SP9, 20 till 60 cm under sedimentytan. SP9 är belägen i det område där störst mäktighet på fibersedimenten påvisats och de nivåer där de högsta kvicksilverhalterna återfinns utgjordes av fibersediment. I SP7, som återfinns i utkanten av fiberområdet, är kvicksilverhalterna generellt något lägre än i SP9. Flertalet analyser visar på halter av kvicksilver under rapporteringsgräns. I både SP9 och SP7 kan en högre kvicksilverhalt i bottenvatten jämfört med ytsedimentens porvatten noteras.



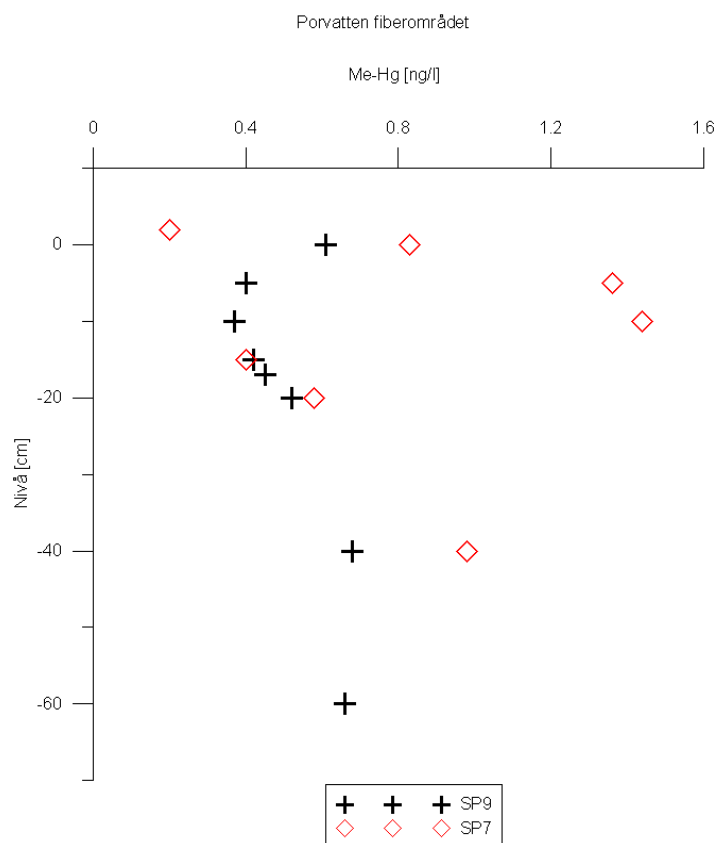
**Figur 7** Kvicksilverhalter i porvatten från fiberområdet. Nivå 0 indikerar sedimentytan. Negativa värden avser nivåer under sedimentytan. Analyser från undersökning i augusti 2006. Halter under rapporteringsgräns har satts till 0. Nivå 0 avser sedimentytan och nivån ovanför avser bottenvatten.

För metylkvicksilver varierar halterna mellan 0,2 och 1,5 ng/l. De högsta halterna noteras i SP7 och då främst i ytliga sedimentnivåer, mellan 5 och 15 cm. Bottenvattnet uppvisade lägre metylkvicksilverhalter jämfört med porvatten från ytliga sedimentskikt. Halterna är högre i

utkanten av fiberområdet jämfört med där de högsta totalkvicksilverhalterna förekommer i både sediment och porvatten. Halten av metylkvicksilver i sediment är högre i SP9 jämfört med SP7.

I samband med den fördjupade förstudien undersöktes fibersedimentens porvatten på liknande sätt (AB Bothniakonsult, 2005). Undersökningen genomfördes i mars 2005, då temperaturen i Notviken var låg. I porvattnet kunde metylkvicksilverhalter mellan 0,05 och 1,4 ng/l noteras. Återigen återfanns de högsta halterna i punkten SP7. Vid en jämförelse av halter på samma nivåer i sedimenten kan det dock konstateras att halterna i augusti 2006 generellt ligger högre jämfört med motsvarande i mars 2005. Sannolikt är detta en effekt av ökad temperatur i vattnet, vilket gynnar metyleringsprocessen.

Andelen metylkvicksilver i porvattnet beräknas uppgå till mellan 3 och 15 % av totalkvicksilverhalten. De två nivåerna i SP7 med högst halt metylkvicksilver avviker från detta med en metylkvicksilverandel på 20-25 %.



**Figur 8 Metylkvicksilverhalter i porvatten från fiberområdet. Nivå 0 indikerar sedimentytan. Negativa värden avser nivåer under sedimentytan. Analyser från undersökning i augusti 2006. Halter under rapporteringsgräns har satts till 0.**

Metylkvicksilverhalterna kan jämföras med andra fibersediment. Undersökningar i Svartsjöarna i Hultsfreds kommun har påvisat en medelhalt av metylkvicksilver i bottenvattnet på 2,2 ng/l och en maxhalt på 9,5 ng/l. Halterna är således högre i Svartsjöarna jämfört med Notviken. Lägre metyleringsgrad i Notviken jämfört med Övre Svartsjön har även påvisats av Skyllberg *et al.* (2006). Förklaringen anges till Notvikens kallare klimat och sämre tillgång till energirika kolföreningar.



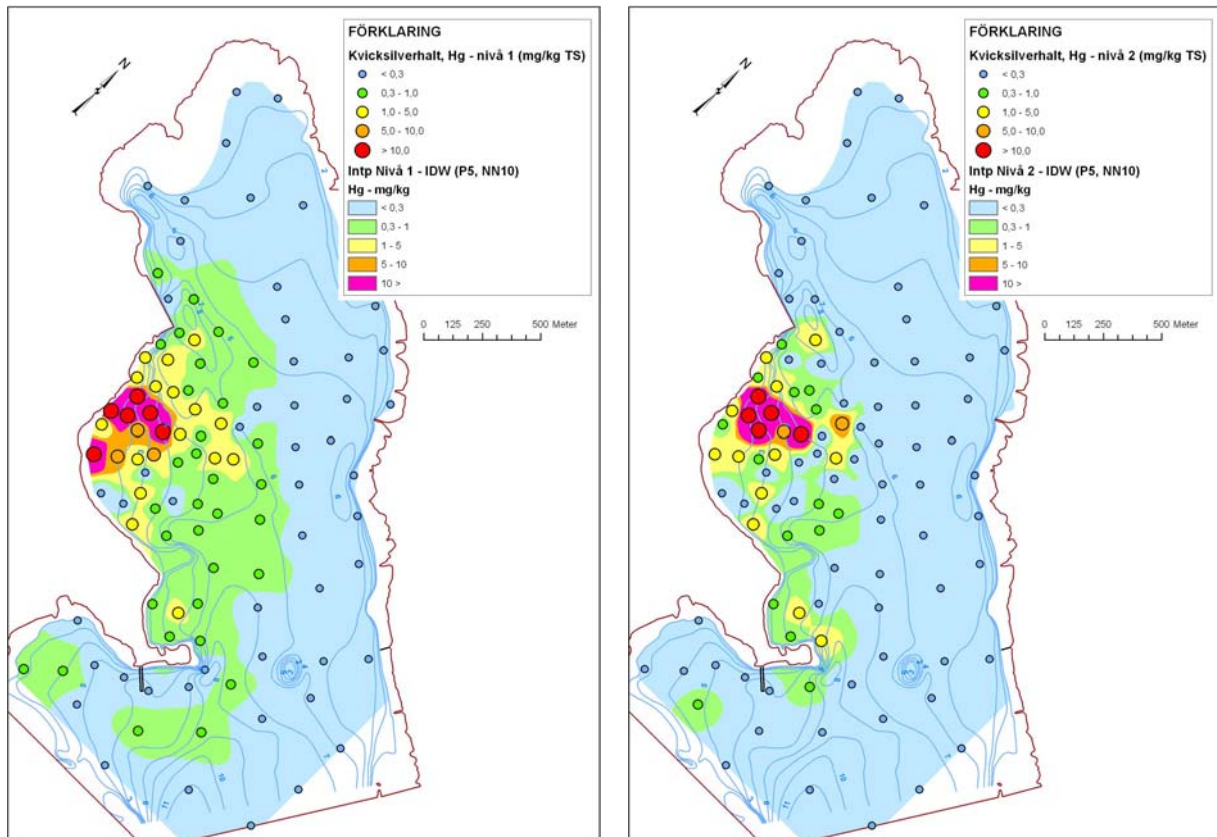
Sammanfattningsvis:

- Halterna av kvicksilver i bottenvatten samt sedimentens porvatten är förhållandevis låga i Notviken.
- Andelen metylkvicksilver i porvatten är förhållandevis hög. Halterna av metylkvicksilver är dock i relation till andra fibersediment låga.

### 6.1.3 Föroreningsutbredning – i plan- och djupled

I Figur 9 redovisas kvicksilveranalyser (från sedimentkarteringen) samt interpolerade halter för nivå 1 och 2 (0-15 respektive 15-30 cm). Generellt kan det konstateras att de högsta kvicksilverhalterna återfinns i viken sydost om Karlshäll. Området med de höga kvicksilverhalterna sammanfaller med förekomsten av fibersediment.

På underliggande nivåer minskar utbredningen av kvicksilverförorenade sediment. Redan på nivå 3, vilken motsvarar 30-60 cm djup, kan det konstateras att förhöjda kvicksilverhalter i princip bara förekommer i fiberområdet.



**Figur 9** Kvicksilverhalter i sedimenten på nivå 1 och 2 (0-15 respektive 15-30 cm). Varje prick motsvarar en provtagningspunkt. Mellan punkterna har kvicksilverhalten interpolerats fram.

En sammanställning över analyserade kvicksilverhalter, glödförlust (GF) och TS indelat per nivå redovisas i Tabell 5. Tabellen ger ingen information var i Notviken det har påvisats kvicksilver men generellt kan det konstateras att kvicksilverförorenade sediment har påvisats ända ner till 1,8 m.

**Tabell 5 Medelvärde, standardavvikelse, samt antal analyser för TS, glödförlust och kvicksilverhalter i provtagna nivåer från Notviken. Data hämtade från sedimentkarteringen (MiljöManagement Svenska AB, 2007). Analyser har genomförts enbart genom uppslutning med syra.**

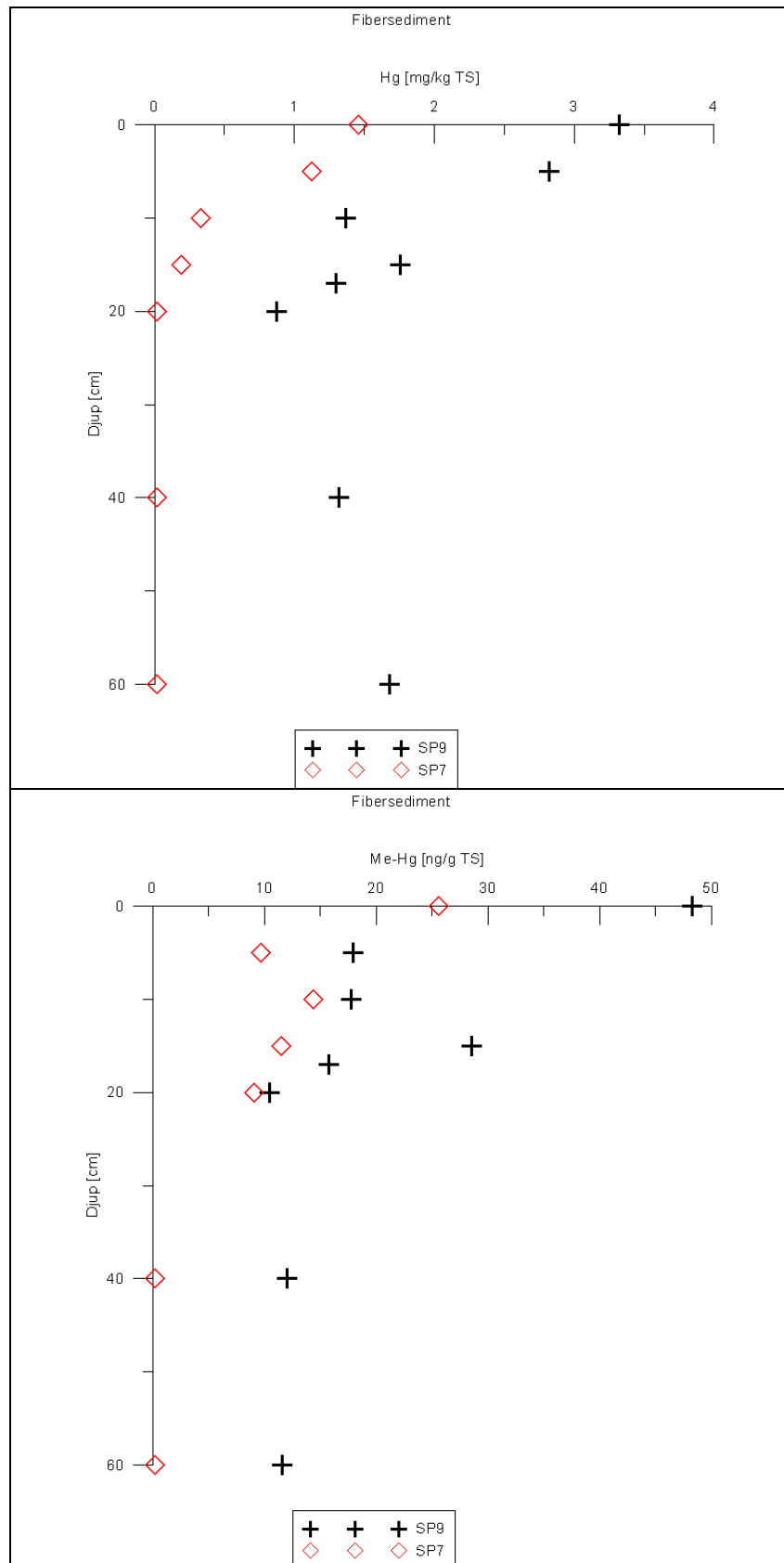
Nivå, nr	1	2	3	4	5	6	7	8
Nivå, cm	0-15	15-30	30-60	60-100	100-140	140-180	180-220	220-260
[%]								
TS	30	38	44	28	13	5,7	4,3	6,6
Stdav	11	14	16	17	9	0,4	-	-
Antal analyser	107	103	65	18	5	3	1	1
[% av TS]								
Glödförlust	14	13	13	35	65	96	102	71
Stdav	21	22	27	42	43	0,5	-	-
Antal analyser	107	104	64	18	5	3	1	1
[mg/kg TS]								
Hg	1,7	2,3	4,5	5,7	0,94	1,3	0,10	0,057
Stdav	4,0	5,5	7,9	7,4	0,4	0,8	-	-
Antal analyser	105	69	18	8	5	3	1	1

Tabell 6 visar att mäktigheten av de kvicksilverförorenade sedimenten är betydligt högre i området där fibersediment påvisats. Kviksilverföroreningen når i enstaka punkter inom fiberområdet ner till cirka 1,8 m. De högsta halterna kan återfinnas i de fyra översta nivåerna, dvs. ner till 1 m djup. I området utanför fibersedimenten är kvicksilverhalterna som tidigare nämnts lägre. Mäktigheten på de förorenade sedimenten uppgår generellt till cirka 30 cm. I någon enstaka punkt har kvicksilver påvisats ner till 60 cm djup.

**Tabell 6 Medelvärde, standardavvikelse, samt antal analyser för kvicksilverhalter i provtagna nivåer från Notviken indelat i fiberområdet och icke-fiber. Data hämtade från sedimentkarteringen (MiljöManagement Svenska AB, 2007). Analyser har genomförts enbart med lakning.**

Nivå, nr	1	2	3	4	5	6	7	8
Nivå, cm	0-15	15-30	30-60	60-100	100-140	140-180	180-220	220-260
<b>Fiberområdet</b>								
Hg [mg/kg TS]	7,2	7,2	5,7	6,5	0,9	1,3	0,1	0,1
Stdav [mg/kg TS]	7,2	9,0	8,6	7,6	0,4	0,8	-	-
Antal analyser	19	18	14	7	5	3	1	1
<b>Icke-fiber</b>								
Hg [mg/kg TS]	0,5	0,5	0,3	0,1	-	-	-	-
Stdav [mg/kg TS]	0,5	1,1	0,2	-	-	-	-	-
Antal analyser	86	51	4	1	0	0	0	0

I fibersedimentområdet är halterna generellt som högst även i ytan, se Figur 10. Detta indikerar att ingen översedimentering med renare material (sediment) sker. Eftersom resuspension tidigare påvisats i detta område är detta rimligt, dvs. omrörningen/uppvirvlingen av sedimenten gör så att kvicksilverförorenade sediment förs upp till sedimentytan och blandas med eventuellt rent material som sedimenterat. Även i recipientområdena (utanför källområdet) i Notviken kan det konstateras att kvicksilverhalterna i ytan är förhöjda. Inte heller här kan en översedimentering med renare sediment alltså påvisas. Detta indikerar att spridningen av kvicksilverförorenade sediment pågår än idag.



**Figur 10** Djupprofiler för kvicksilver och metylkvicksilver i sediment från fiberområdet.

Sammanfattningsvis:

- De högsta kvicksilverhalterna är koncentrerade till fiberområdet. I detta område är mäktigheten på de förorenade sedimenten betydligt större jämfört med utanför fiberområdet.
- I fiberområdet är halterna av både kvicksilver och metylkvicksilver som högst i ytan. Detta indikerar att ingen översedimentering med renare material sker.

#### 6.1.4 Föroreningsmängder

Baserat på sedimentkarteringen (MiljöManagement Svenska AB, 2007) har den förorenade volymen sediment samt mängden upplagrad kvicksilver beräknats. Resultaten sammanfattas i Tabell 7. Volymen förorenade fibersediment uppskattas till cirka 55 000 m<sup>3</sup>. Utanför fiberområdet bedöms att cirka 310 000 m<sup>3</sup> förorenade sediment finns. Det kan konstateras att mängden kvicksilver är större inom fiberområdet än området utanför.

**Tabell 7 Beräknade förorenade sedimentvolym och upplagrad mängd kvicksilver.**

Område	Volym förorenade sediment [m <sup>3</sup> ]	Upplagrad mängd Hg [kg]
Fiberområdet	55 000	90-100
Utanför fiberområdet (Hg>0,3 mg/kg TS)	310 000	70-80

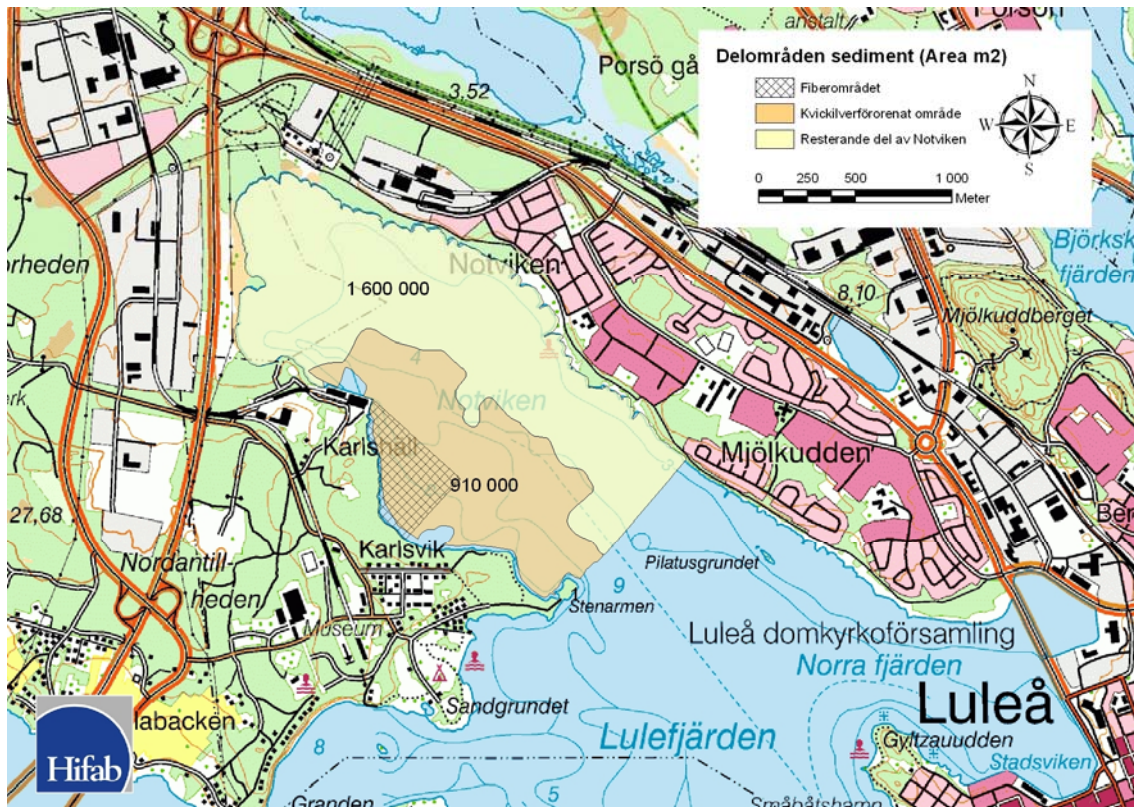
## 6.2 Spridning via ytvatten

### 6.2.1 Definition av delområden

Vid beräkningar av spridning av kvicksilver och metylkvicksilver delas Notviken in i delområden. Tre delområden har definierats.

- Fiberområdet. I detta område förekommer sediment med inslag av fiber. Kviksilverhalterna är förhöjda
- Kviksilverförorenat område. I området är halten av kvicksilver förhöjd. Fibersediment förekommer inte.
- Resterande del av Notviken. I området förekommer inga förhöjda kvicksilverhalter. Inte heller fibersediment förekommer.

Karta över delområden återfinns i Figur 11.



**Figur 11** Redovisning av delområden för spridningsberäkningar.

### 6.2.2 Spridning till Notviken via grundvatten

Notviken är en del av Lule älv och har ingen annan tillförsel av ytvatten än det som kommer från älven. Notviken är recipient för dagvatten från bebyggelsen vid den norra stranden. Ingen kvantifiering av flödet eller halterna i dagvattnet har genomförts.

Notviken belastas också med grundvatten från omkringliggande markområden. Det finns dock ingenting som säger att grundvattnet skulle vara generellt förorenat med kvicksilver undantaget områdena kring magasinerna och barkdeponin vid Karlshäll. Under fördjupade förstudien (AB Bothniakonsult, 2005) togs två grundvattenprover nedströms barktippen samt fyra i anslutning till magasinerna. Halterna av löst kvicksilver i grundvatten nedströms barktippen uppgick till 0,0129 respektive 0,0270 µg/l. Vid magasinerna visade två prover på halter under rapporteringsgräns (<0,002 µg/l). I de två andra proverna uppgick halterna till 0,004 respektive 0,0045 µg/l.

Från grundvattenrören nedströms barktippen finns underlag för att uppskatta Hg-transporten via grundvattnet. Under antagande om en hydraulisk konduktivitet på  $5 \times 10^{-5}$ - $5 \times 10^{-4}$  m/s, en tvärsnittsarea på 300 m<sup>2</sup> och en hydraulisk gradient på 0,013 erhålls en transporterad mängd på 0,1-1 g Hg/år. För grundvattnet vid magasinerna kan motsvarande beräkning inte utföras på grund av avsaknad av inmätning av grundvattenytans nivå. Då halterna i grundvattnet vid magasinerna är låga finns dock ingen anledning att tro att transporten skulle vara betydande.

### 6.2.3 Spridning till Notviken via diffusion

Diffusionen av Hg och Me-Hg från sedimenten till vattenpelaren har undersökts i fiberområdet vid två tillfällen genom provtagning och analys av porvatten och bottenvatten. Under fördjupade förstudien genomfördes en provtagning vintertid (AB Bothniakonsult, 2005). Provtagningen

upprepades (en annan provtagningsmetodik för sediment användes dock) sommartid under huvudstudien (se bilaga 1 för en fullständig redovisning).

Baserat på undersökningen av porvatten kan diffusionen beräknas med Ficks första lag enligt Ekvation 1:

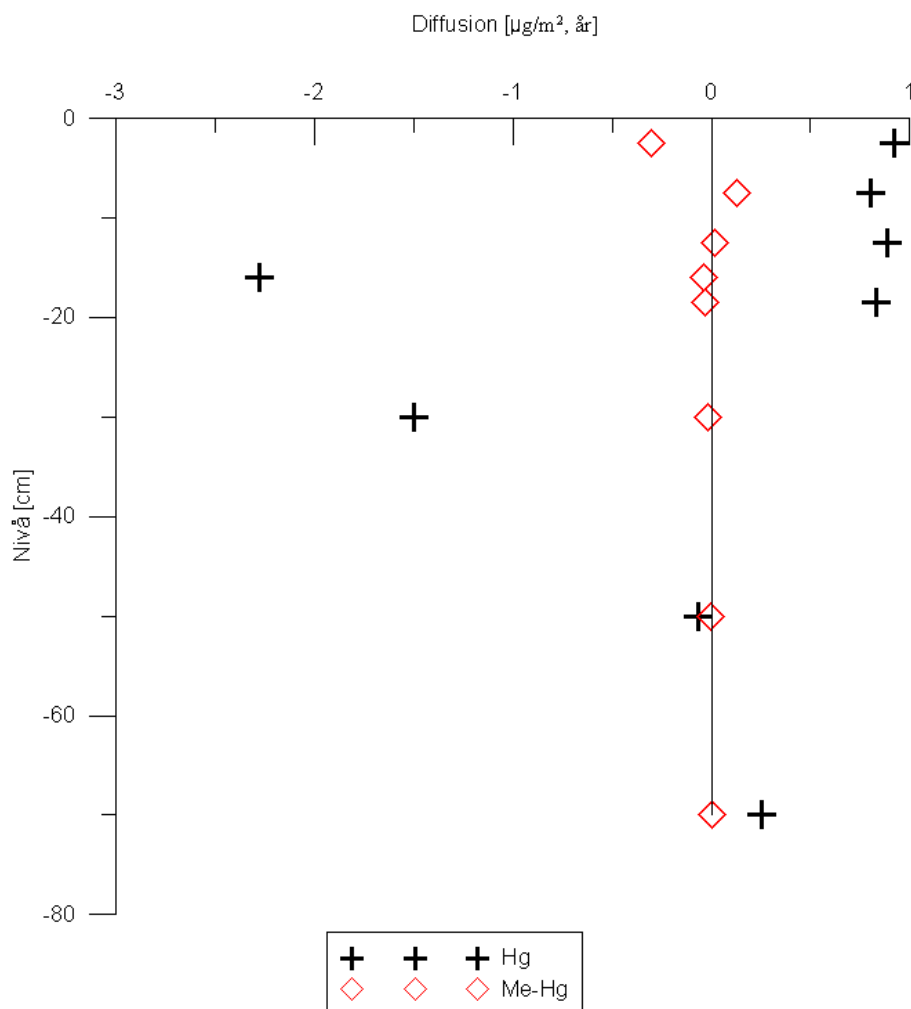
Ekvation 1: 
$$J = - D \frac{\delta C}{\delta x}$$

Där J anger flödet (massa per tvärsnittsarea och tidsenhet), D är diffusionskoefficienten och  $\delta C/\delta x$  är koncentrationsgradienten. Diffusionskoefficienten för  $Hg^{2+}$  har uppskattats enligt Gill *et al.*, (1999) till  $9,5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ . För Me-Hg används en diffusionskoefficient på  $1,3 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  (Gill *et al.*, 1999). Vid beräkningarna har en porositet på 0,9 antagits baserat på egna försök.

Beräkningarna av diffusion är behäftade med en del osäkerheter, bland annat kan störningar uppkomma genom adsorption och komplexbildning till organiska molekyler. Genom att tungmetallerna fastläggs till organiska molekyler blir diffusionen istället styrd av dessa.

En redovisning av den beräknade diffusionen från provtagningen i augusti 2006 (inom ramen för huvudstudien) återfinns i Figur 12. För kvicksilver kan det konstateras att diffusionen i de ytligaste sedimentskikten är nedåtriktad i denna punkt, dvs. sedimenten fungerar som en sänka vad gäller kvicksilver i detta område. För metylkvicksilver kan en uppåtriktad diffusion noteras i ytsedimenten. I punkten SP7 kan dock en uppåtriktad diffusion vad gäller kvicksilver noteras (resultaten återfinns i bilaga 1).

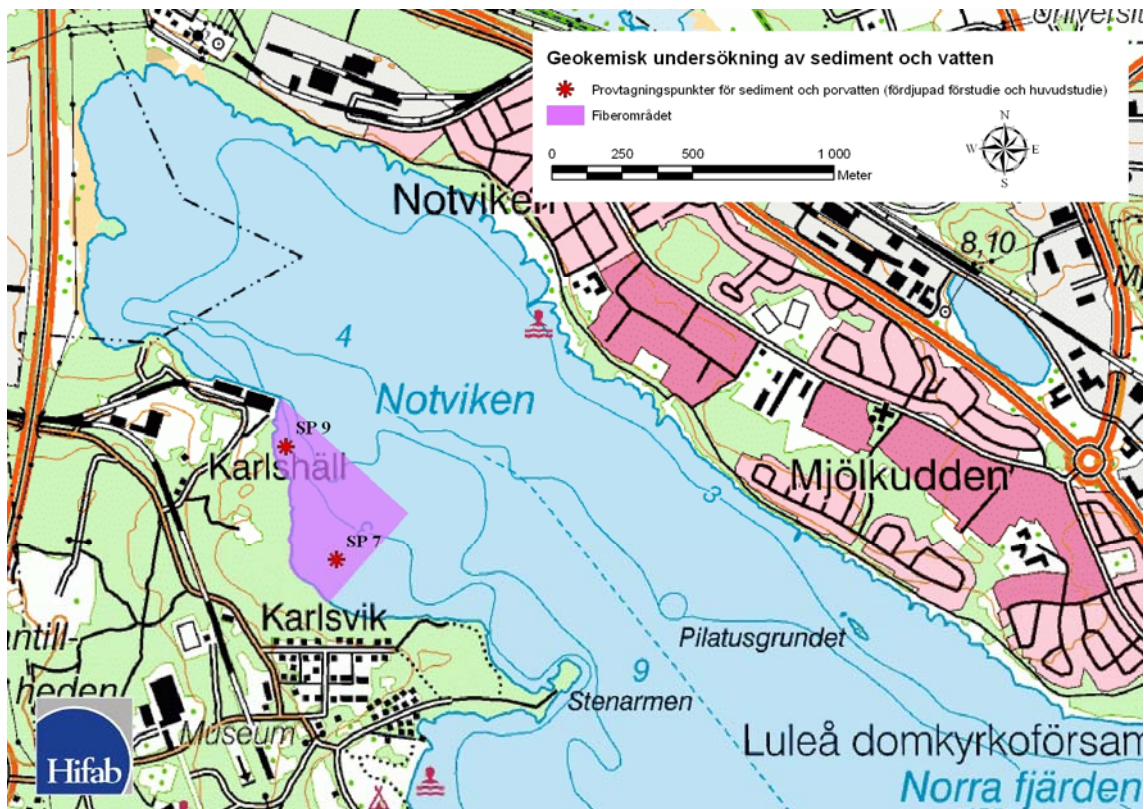
Diffusion fibersediment augusti 2006



**Figur 12 Redovisning av beräknad diffusion från undersökningar av porvatten i fibersedimentområdet (punkt benämnd SP9). Ett negativt värde innebär en uppåtriktad diffusion.**

Resultaten från huvudstudien är inte direkt jämförbara med dem som erhöles under förstudien. Detta på grund av att den provtagningsmetodik som användes under förstudien innebar en omfattande kompaktering av sedimenten. Nivåerna från förstudien motsvarar därmed inte samma som under huvudstudien. Det kan dock konstateras att den fördjupade förstudien visade på en uppåtriktad diffusion vad gäller metylkvicksilver och kvicksilver i den ena undersökningspunkten. I den andra var diffusionen av kvicksilver nedåtriktad. Diffusionen av metylkvicksilver var 0, då halterna i ytligt porvatten och bottenvatten var lika.

Den totala mängden per år av kvicksilver och metylkvicksilver som diffunderar från sedimenten till Notvikens vatten kan beräknas genom att anta att de undersökta punkterna representerar ett visst område. Då porvatten endast undersökts i fiberområdet antas att de två punkterna är representativa för halva området var (se Figur 13).



**Figur 13** Karta som redovisar provtagningspunkter för SP9 respektive SP7 samt fiberområdets ungefärliga utbredning. Vid kvantifiering av diffusionen antas att SP9 och SP7 är representativa för halva fiberområdets area.

Vid beräkning antas att den diffusion som beräknats från förstudiens undersökning (mars 2005) och huvudstudien (augusti 2006) motsvarar halva året var. Resultaten redovisas i Tabell 8. Diffusionen av kvicksilver från fiberområdet har uppskattats till i storleksordningen 2-3 g/år. Motsvarande siffra för metylkviksilver är 0,01-0,03 g/år.

**Tabell 8** Redovisning av beräknad diffusion av kvicksilver och metylkviksilver till Notviken från fiberområdet.

Delområde	Total diffusion Hg [g/år]	Total diffusion Me-Hg [g/år]
Fiberområdet	2-3	0,01-0,03

För övriga delar av Notviken där förorenade sediment finns saknas data för att göra en diffusionsberäkning. Då kvicksilverhalterna i sedimenten generellt är betydligt lägre utanför fiberområdet bedöms även halterna i porvatten vara lägre. Detta innebär att gradienten mellan porvatten och bottenvatten blir mindre, med följd att även diffusionen bör vara mindre. Visserligen är arean för området där kvicksilverförorenade sediment finns större än fiberområdet, men diffusionen bedöms ändå inte vara av betydande storlek.

Sammanfattningsvis:

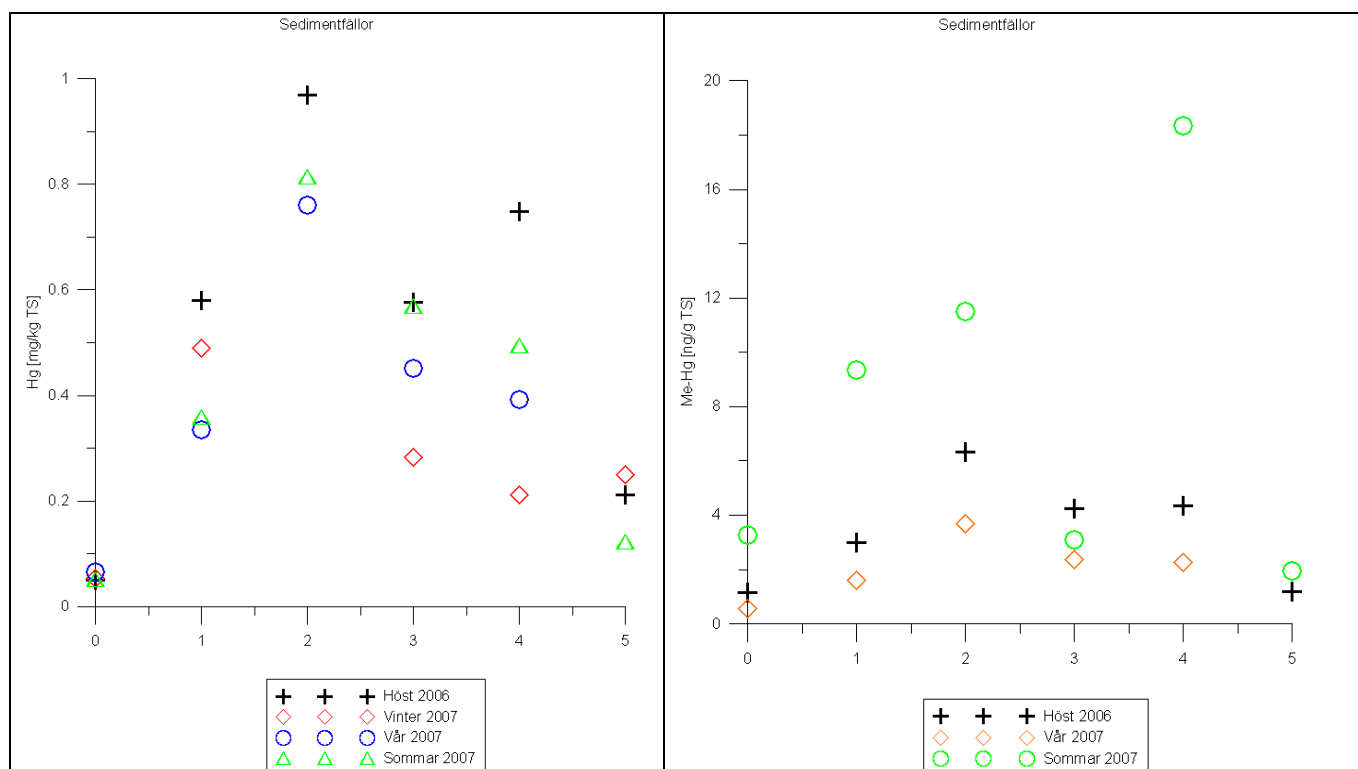
- Beräkningar visar att en diffusion av metylkviksilver samt kvicksilver sker från fibersedimenten till Notvikens vatten.



#### 6.2.4 Resuspension och sedimentation av sediment

I fördjupade förstudien påvisades att resuspension (uppvirvling/omrörning) av sedimenten sker i Notviken (AB Bothniakonsult, 2005). I ett förhållandevis grunt område som Notviken är det troligt att vågor är en bidragande orsak till resuspensionen. Slutsatser kring resuspension drogs i förstudien baserat på data från undersökningen av sedimentande material.

Inom ramen för referensundersökningen (Karlshäll 2007:06) har sedimentande material i Notviken samt Gammelstadsfjärden och Gråsjälsfjärden undersökts. En sammanfattande redovisning av halter i sedimentfällorna återfinns i Figur 14. Rådata redovisas i delrapport Karlshäll 2007:06. Karta över provtagningspunkter återfinns i Figur 15.

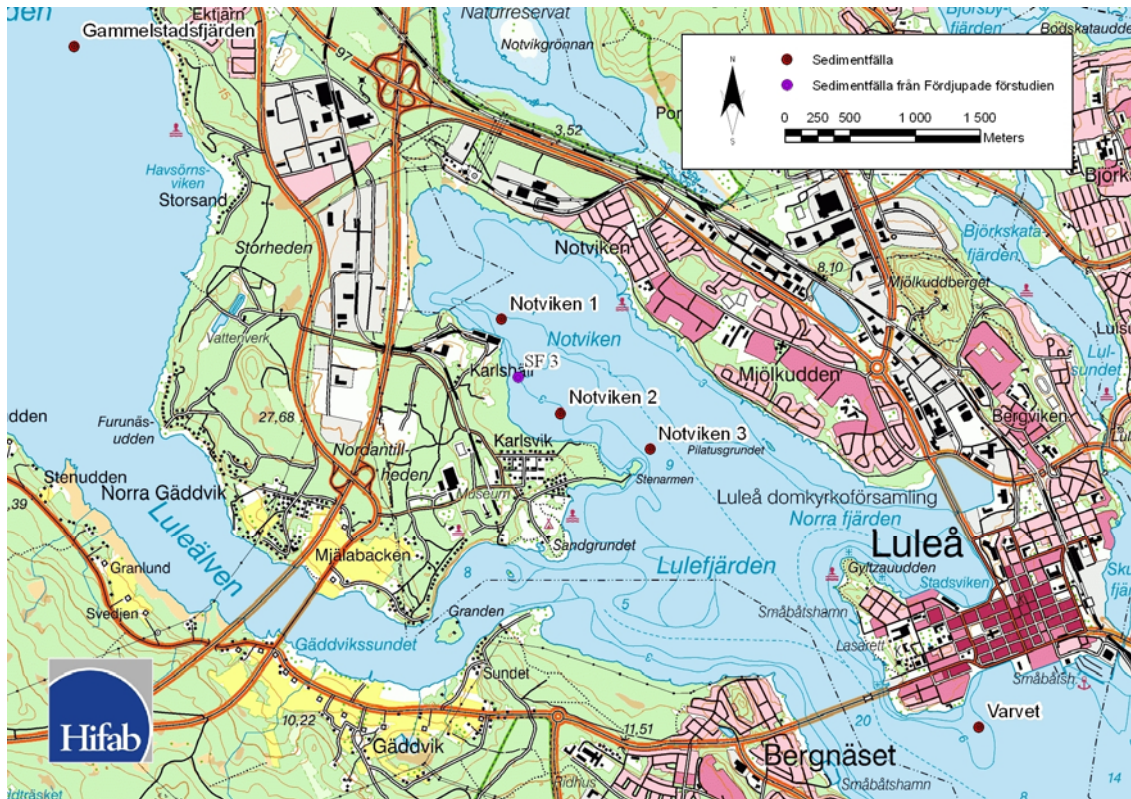


**Figur 14 Sammanfattande redovisning av kvicksilver och metylkicksilver i sedimentande material. Sedimentfälla 0 och 5 är referensfällor i Gammelstadsfjärden respektive vid Varvet. Sedimentfälla 1-4 är Notviken 1, 2, 3 övre samt 3 undre. Halter under rapporteringsgräns har satts till 0. Samtliga analyser av metylkicksilver vintern 2007 låg under rapporteringsgräns.**

Halterna av kvicksilver i sedimentande material ligger högre jämfört med både Gammelstadsfjärden och Varvet. Skillnaden är tydlig gentemot Gammelstadsfjärden. Anledningen till att halterna är högre i Varvet jämfört med Gammelstadsfjärden bedöms främst bero på spridning från Luleå stad (dagvatten etc.) och sannolikt inte på uttransport från Notviken.

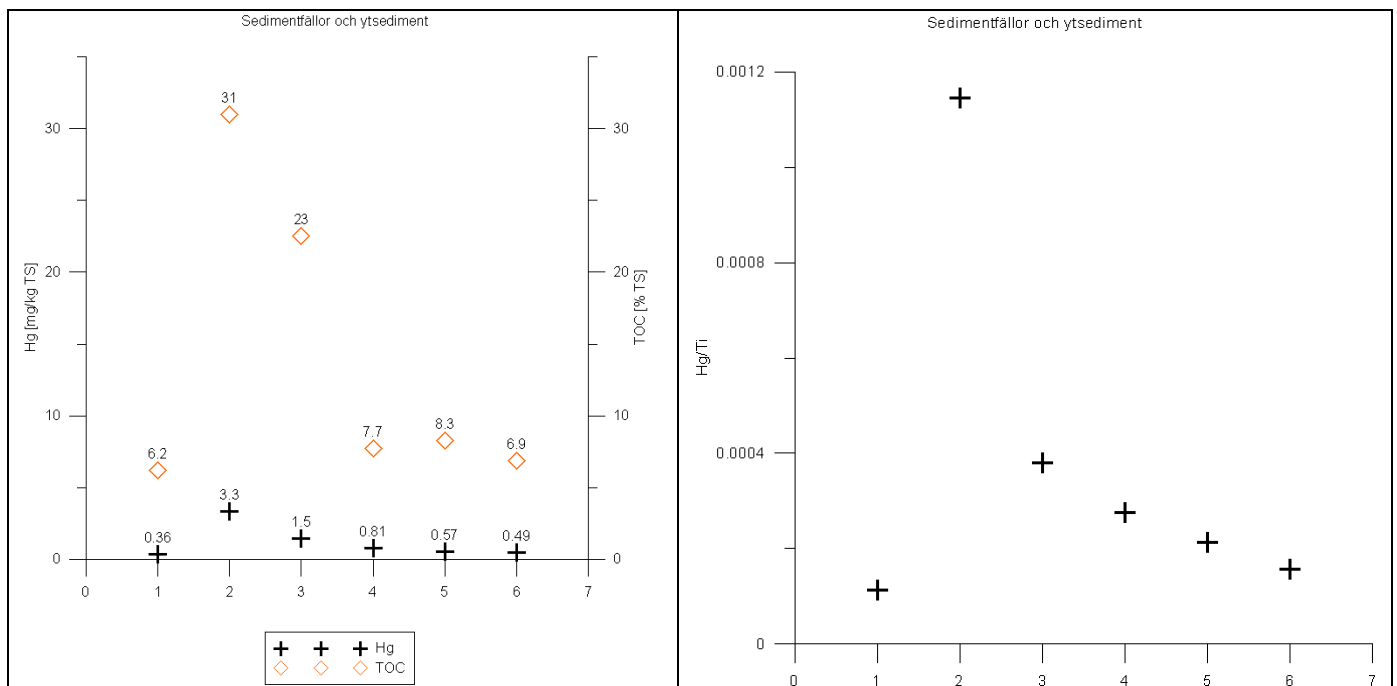
Inne i Notviken är kvicksilverhalterna generellt som högst i fälla nummer 2. Fällan är belägen i anslutning till (men utanför) fiberområdet. Halterna i fälla 1 och 3 (både övre och undre) ligger ungefär lika. Under fördjupade förstudien fanns en sedimentfälla inne fiberområdet (AB Bothniakonsult, 2005). Kviksilverhalterna i sedimentande material där uppgick till 2-9 mg/kg TS, dvs. klart högre än sedimentfällorna utanför fiberområdet.

För metylkvicksilver kan det konstateras, som för kvicksilver, att halterna inne i Notviken generellt är något högre jämfört med Gammelstadsfjärden och Varvet. Av fällorna i Notviken är det återigen fälla 2 som generellt uppvisar de högsta halterna. Över året har de högsta metylkvicksilverhalterna noterats vid sommarprovtagningen, vilket är rimligt med tanke på den högre temperaturen.



**Figur 15** Provtagningspunkter för sedimenterande material. För detaljer hänvisas till delrapport Karlshäll 2007:06. Punkt SF3 användes under fördjupade förstudien medan övriga användes under huvudstudien.

Det material som finns i sedimentfällorna kan jämföras med ytsedimenten genom att studera halter, normaliserade halter samt TOC-innehåll. Då halterna i sedimentfällorna är förhållandevis konstanta under året har det valts att göra en jämförelse för endast sommarsäsongen. Under sommaren kan det antas att aktiviteten i sedimenten är som störst. Dessutom är Notviken inte isbelagd under hela säsongen, vilket gör att vågor påverkar sedimenten under hela perioden. En jämförelse mellan sedimentfällor samt ytsediment från provpunkterna SP7 och SP9 (båda fiberområdet) redovisas i Figur 16.



**Figur 16 Jämförelse mellan material i sedimentfällor och ytsediment i fiberområdet. I figuren till vänster redovisas kvicksilver och TOC i sediment och sedimentfällor. Till höger återfinns kvicksilver normaliserat med titan (enhetslös) i sediment och sedimentfällor. Punkt 1 och 4-6 motsvarar sedimentfällorna Notviken 1, 2 och 3 (övre och undre). Punkt 2 och 3 motsvarar SP9 respektive SP7, dvs. ytsediment.**

Jämförelsen visar att kvicksilverhalterna i ytsedimenten i fiberområdet är högre jämfört med i sedimentfällorna utanför fiberområdet. I sedimentfällan SF3 (från förstudien) har som tidigare nämnts kvicksilverhalter mellan 2 och 9 mg/kg TS analyserats. Halten ligger således i nivå med de halter som sedimentkarteringen påvisat i fiberområdet. För sedimentfällorna Notviken 1-3 ligger kvicksilverhalterna generellt mellan 0,5 och 1 mg/kg TS. Halterna ligger således inom samma intervall som ytsedimenten i dessa områden (0,3-1 mg/kg TS), se till exempel Figur 9.

Även TOC-halten skiljer sig tydligt mellan ytsedimenten och materialet i sedimentfällorna. Den höga TOC-halten är typisk för fiberområdet. I sedimentfällorna är TOC-halten klart lägre och i nivå med ytsedimenten utanför fiberområdet. Att halterna längre ut är lägre beror också på att en utspädning med rent material skett.

Genom att normalisera kvicksilverhalten med titan tas inverkan av detritalt material bort. En kvot mellan dessa ämnen säger således mer än enbart halten kvicksilver om huruvida det är "samma" sediment i fällorna och som på botten. Jämförelsen visar att ytsedimenten i SP9 avviker markant mot sedimentfällorna samt SP7. SP7 och sedimentfälla Notviken 2 (punkt 3 och 4 i Figur 16) har Hg/Ti-värden som är förhållandevis lika. SP7 är belägen i utkanten av fiberområdet, relativt nära fällan Notviken 2.

Sammantaget bedöms jämförelsen mellan ytsediment och sedimentfällematerial visa att det material som påvisas i sedimentfällorna till största del härrör från resuspenderat sediment i närområdet. Att resuspension sker i Notviken visades i AB Bothniakonsult (2005).

En redovisning av beräknade sedimentationshastigheter för Hg och Me-Hg återfinns i Tabell 9. Sedimentationshastigheten för kvicksilver är som störst i Notviken 2 och SF3. SF3 är belägen i fiberområdet medan Notviken 2 var placerad strax utanför. Dessa punkter uppvisar även de högsta kvicksilverhalterna i det sedimenterande materialet (AB Bothniakonsult, 2005 och Envipro Miljöteknik, 2008). För metylkvicksilver kan den högsta sedimentationshastigheten noteras för SF3. Skillnaden jämfört med övriga punkter är mindre jämfört med motsvarande för kvicksilver.

**Tabell 9 Redovisning av beräknade sedimentationshastigheter för kvicksilver och metylkvicksilver. Notera att SF3 härrör från fördjupade förstudien och har således inte provtagits under samma period som övriga fällor.**

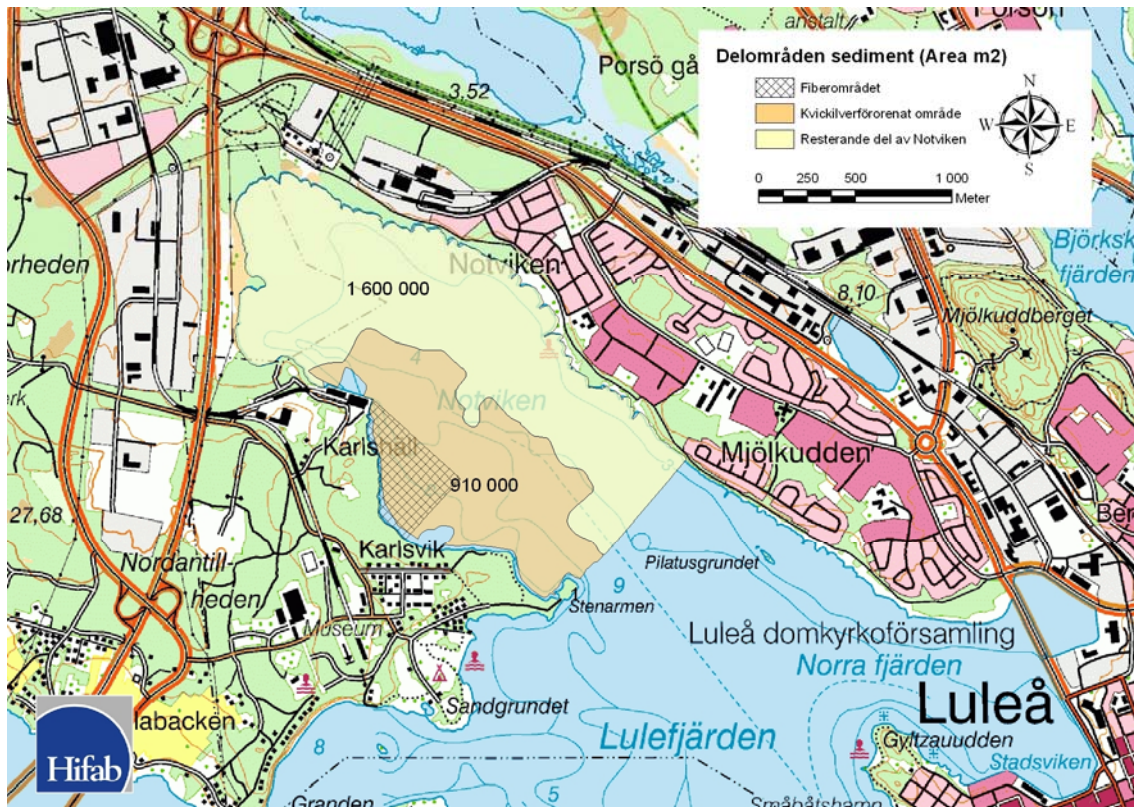
Provpunkt	Hg	Me-Hg
[mg/m <sup>2</sup> , år]		
Notviken 1	1,8	0,039
Notviken 2	3,0	0,034
Notviken 3 övre	1,5	0,008
Notviken 3 undre	1,9	0,054
SF3*	9,6	0,067

\* Data från AB Bothniakonsult (2005)

Över årstiderna kan en högre sedimentation noteras under årets varmare perioder, vilket är naturligt då produktionen i vattnet är betydligt större då.

Med sedimentationshastigheterna som utgångspunkt och under antagande om att varje sedimentfälla representerar en viss yta kan en uppskattning av mängden kvicksilver och metylkvicksilver som sedimenterar per år erhållas. Delområdesindelningen redovisas i Figur 17. Indelningen baseras på jämförelsen av sedimentfällematerial och ytsediment som redovisats ovan. Det antas att material i sedimentfällorna Notviken 1-3 är representativt för området som benämns "Kvicksilverförorenat område". I detta område förekommer inga fibersediment. För fiberområdet används data från sedimentfällan SF3 från fördjupade förstudien. Då kvicksilverhalterna i fiberområdet och det kvicksilverförorenade området är förhöjda betraktas dessa som potentiella källor vad gäller spridning av föroreningar.

För området som betecknas "Resterande del av Notviken" har ingen kvantifiering av sedimentation gjorts. Sedimenten i detta område uppvisar låga kvicksilverhalter (<0,3 mg/kg TS). Dessa sediment betraktas därför inte som en föroreningskälla utan istället som ett recipientområde. Det saknas även årsdataserier för att kunna göra en rättvis kvantifiering av sedimentationen.



**Figur 17 Delområdesindelning för beräkning av sedimentation. Angivna siffror motsvarar respektive delområdes area.**

En uppskattning av sedimentationen för kvicksilver och metylkvicksilver ges i Tabell 10. Sedimentationen är enligt beräkningarna större i det kvicksilverförorenade området jämfört med fiberområdet. Detta beror på att arean är betydligt större. Halterna och sedimentationshastigheten för kvicksilver och metylkvicksilver är som tidigare redovisat större för fiberområdet.

**Tabell 10 Uppskattad sedimentation av kvicksilver och metylkvicksilver i fiberområdet respektive det kvicksilverförorenade området.**

Delområde	Hg [kg/år]	Me-Hg [g/år]
Fiberområdet	2	10
Kviksilverförorenade området	3	50

Sammanfattningsvis:

- Sedimenterande material i Notviken har generellt högre halter av kvicksilver och metylkvicksilver än motsvarande i Gammelstadsfjärden och Varvet.
- Halterna är som högst i fiberområdet.
- Material som sedimenterar bedöms till största del härröra från resuspension av sediment i närområdet.
- Beräkningar visar att sedimentationen uppgår till storleksordningen kg/år för kvicksilver och tiotals gram/år för metylkvicksilver.

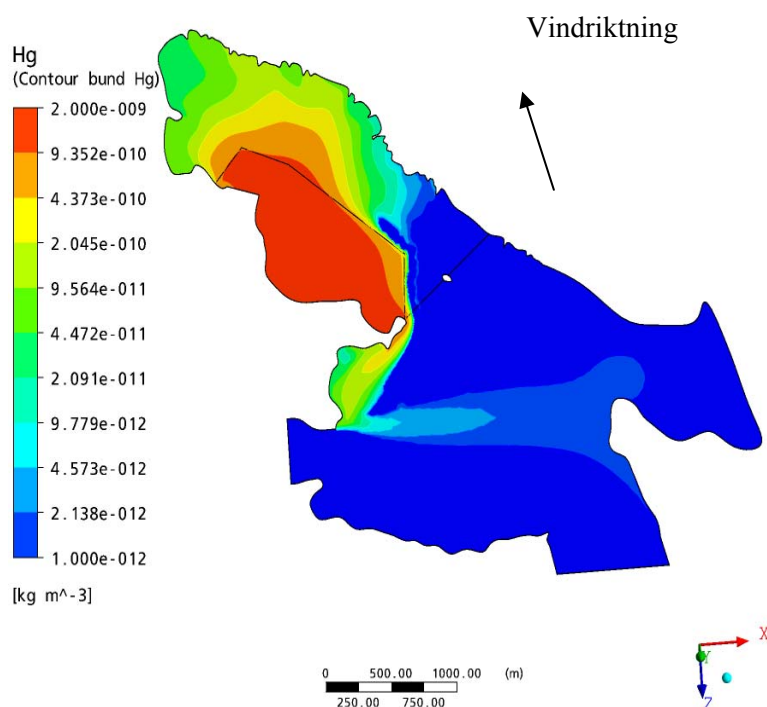
### 6.2.5 Spridning från områden med förorenade sediment till resterande del av Notviken

Spridningen från fiberområdet samt området där Hg-halter  $>0,3$  mg/kg TS påvisats till resterande del av Notviken har beräknats genom en modellering (Ramböll, 2008). Modelleringen har utförts baserat på data från sedimentfällor och suspensatfiltrering (Karlshäll 2007:06). Spridningen antas främst ske i partikelbunden form.

I Ramböll (2008) anges spridningen av kvicksilver vara 134 g/år (medelår) och av metylkvicksilver 0,9 g/år till resterande del av Notviken.

### 6.2.6 Spridning av kvicksilver och metylkvicksilver från Notviken till Lule älv

Genomförd vattenmodellering (Ramböll, 2008) redovisar att spridningen av kvicksilver och metylkvicksilver ut från Notviken sker längs den södra stranden, runt Stenarmen. Hur spridningen sker exemplifieras i Figur 18 med kvicksilver.



**Figur 18** Bild av hur transporten av kvicksilver sker från källområdet i Notviken vid vindpåverkan från 160° och ett flöde i Lule älv på 1200 m<sup>3</sup>/s. Resultat hämtat från Ramböll (2008).

Spridningen från Notviken till Lule älv har beräknats av Ramböll (2008). Av de 134 g kvicksilver som sprids från källområdet sedimenterar 80 g/år i resterande del av Notviken. Mängden kvicksilver som transporteras ut till Lule älv uppgår årligen därmed till 54 g/år.

## 6.3 Gas/ånga

I organiska sediment kan gas bildas (metangas, och möjligen svavelväte) som en följd av anaerob nedbrytning av organiskt material. Vid sedimentkarteringen har sådan gasförekomst noterats främst i fibersedimenten. Gasbildningen innebär sannolikt att läckage av gas till atmosfären förekommer. Med gas kan även kvicksilver avgå till atmosfären. Storleken av en sådan avgång har inte undersökts i detta projekt. I samband med genomförandet av projekt Örsörumsviken i Västerviks kommun undersöktes avgången av kvicksilver till luft från

vattenytan över de förorenade sedimenten. Slutsatsen av dessa undersökningar blev att spridningen till luft från vattenytan endast motsvarade den atmosfäriska depositionen.

#### **6.4 Transportbarriärer**

Transportbarriärer är processer som fördröjer eller förhindrar föroreningarnas transport från källan mot recipienten och skyddsobjekten. Transportbarriärerna kan vara både av fysikalisk och kemisk natur.

För Notviken bedöms sedimentationen vara den process som är den främsta transportbarriären. Sedimentationen motverkar den resuspension som sker i områden med höga kvicksilverhalter. Genom att resuspenderat sediment återsedimenteras fås en intern cirkulation av kvicksilver och metylkvicksilver inom de förorenade områdena. Resuspensionen och den interna cirkulationen motverkar att de förorenade sedimenten överlagras med nya rena sediment.

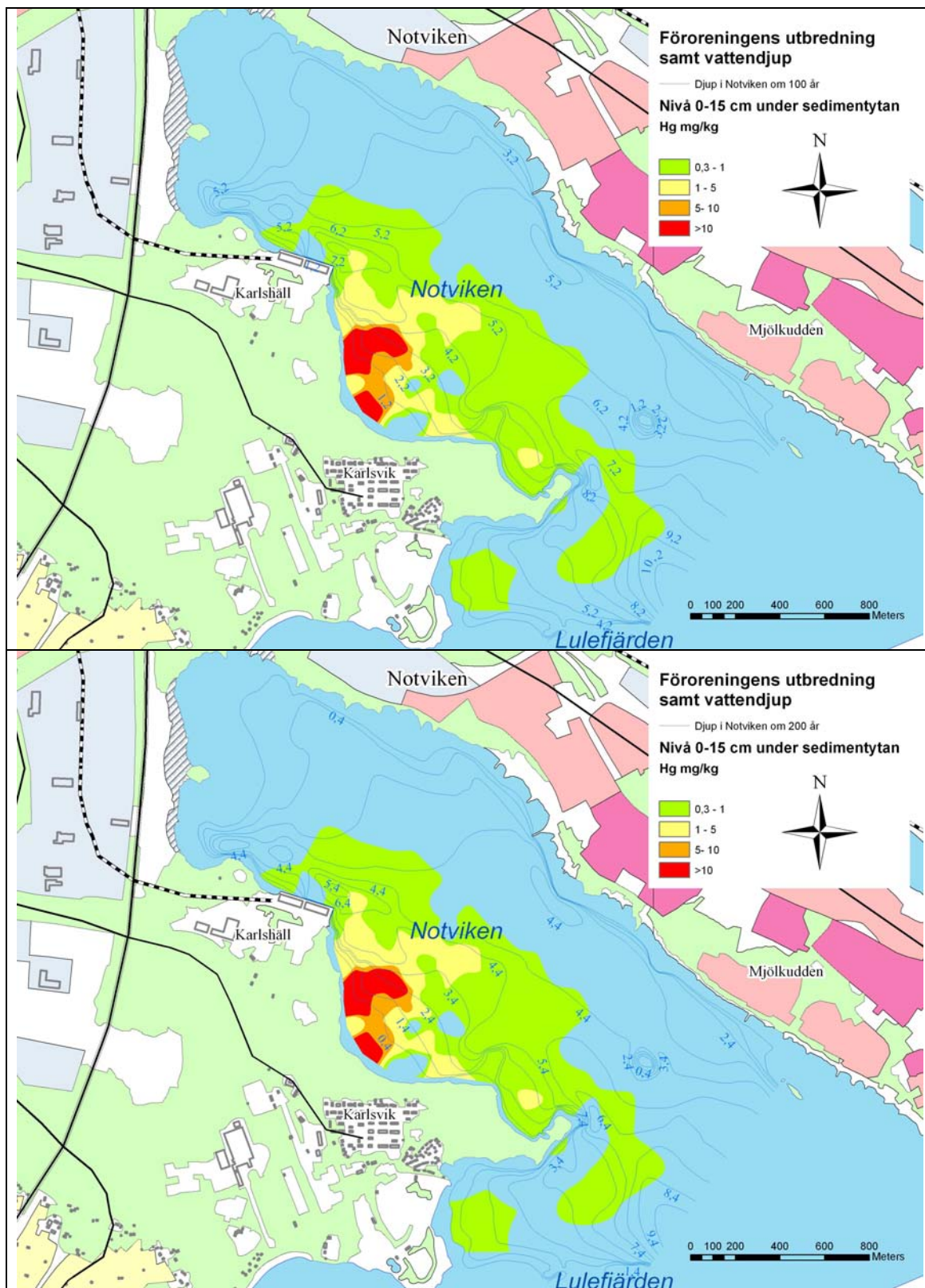
#### **6.5 Framtida transportvägar**

De transportvägar som finns idag, spridningen via ytvatten samt från sedimenten bedöms kvarstå i framtiden under förutsättning att inga åtgärder sätts in mot källan (sedimenten). I de förorenade sedimenten finns 160-170 kg kvicksilver upplagrat. Beräkningar visar att spridningen från dessa områden till resterande del av Notviken uppgår till 100-200 g/år. Teoretiskt skulle spridningen alltså kunna fortgå i storleksordningen 800-1700 år till.

Framtida förändringar i miljön eller i användningen av området skulle kunna påverka spridningen. De främsta miljöförändringarna som skulle kunna påverka spridningen bedöms vara landhöjningen och förändringar i havsvattennivån (6.5.1). En förändring av människors sätt att utnyttja Notviken skulle kunna påverka spridningen, vilket diskuteras i kapitel 6.5.3.

##### *6.5.1 Effekter av landhöjningen och förändringar i havsvattennivån*

I norra Sverige är landhöjningen förhållandevis stor. I Luleå anges den vara cirka 8 mm/år (Lantmäteriet, 2007; SMHI, 2007). Landhöjningen kan på lång sikt innebära att vattendjupen i Notviken minskar, vilket får som följd att de förorenade sedimenten kommer att ligga närmare vattenytan. Genom att sedimenten hamnar på ett mindre vattendjup kan frigörelsen av sedimentpartiklar öka då inverkan från vågor blir större. Detta kan innebära att spridningen av kvicksilver från det förorenade området ökar. Under antagande om att landhöjningen är 8 mm/år har kartor över hur vattendjupen i Notviken kommer att vara om 100 respektive 200 år tagits fram, vilka redovisas i Figur 19.



Figur 19 Redovisning av vattendjup i Notviken om 100 respektive 200 år under antagande om en kontinuerlig landhöjning på 8 mm/år.



Kartorna visar att fiberområdet i Notviken, där höga kvicksilverhalter återfinns, kommer att hamna i mycket grunda områden på 100 respektive 200 års sikt. Det bör dock betonas att det inte är troligt att de redovisade sedimentområdena skulle torrläggas. Detta på grund av att vågerosionen av sedimenten är en betydligt snabbare process jämfört med landhöjningen. Det är istället mer troligt att dessa sediment kommer att eroderas bort, dvs. en frigörelse av sedimentpartiklar och en spridning av kvicksilver ut i resterande del av Notviken. Frigjorda partiklar kommer sannolikt, med ledning av hur spridningsbilden ser ut idag, sedimentera i närområdet. Men då landhöjningen fortsätter kommer dessa sediment frigöras igen och spridas. Ett möjligt scenario är således att de förorenade sedimenten ”skjuts” utåt i Notviken som en följd av landhöjningen.

Spridningen kan på lång sikt innebära att halterna i de områden som idag är låga blir förhöjda. Detta kan innebära större ytor i Notviken än idag blir förorenade med kvicksilver. Ett större förorenat område kan innebära en ökad exponering för djur som lever i Notviken, vilket skulle kunna leda till ett ökat upptag.

För metyleringen av kvicksilver kan den ökade spridningen vara gynnsam. Detta eftersom spridningen av organiskt material ökar i Notviken. En ökad tillgång på organiskt material kan gynna metyleringen. Följden av detta kan bli ett ökat upptag i biota, speciellt om metyleringen ökar i de områden där det idag inte förekommer fibersediment.

Prognosen och tidsperspektivet för landhöjningen och möjliga effekter på kvicksilverspridningen bedöms dock vara osäker. Detta framförallt på grund av dagens klimatforskning, vilken spår en generell höjning av havsvattennivån. Konsekvensen kan således bli att landhöjningen blir något mindre än förväntat. FNs klimatpanel har bedömt att översvämningar och en ökad havsvattennivå kan vara konsekvenser av den globala uppvärmningen. Vid bedömning av konsekvenser har klimatpanelen antagit en höjning av medelhavsvattenytan på 4,2 mm/år mellan 2000 och 2080 (Naturvårdsverket, 2007c). För Luleås del skulle detta således innebära en nettolandhöjning på i storleksordningen 4 mm/år under den angivna perioden. Om prognosen stämmer innebär det att tidsperspektivet för kartorna i Figur 19 i praktiken dubblas.

Sammanfattningsvis:

- Landhöjningen kan ge upphov till ett minskat vattendjup i Notviken, vilket påverkar de förorenade sedimenten. I ett 100-årsperspektiv kan spridningen öka då områden som idag har mycket höga kvicksilverhalter hamnar på små vattendjup där vågerosionen kan ha en stor inverkan.
- En ökad spridning av kvicksilver kan göra så att kvicksilverföroreningen sprids över ett större område än idag, till exempel det område som idag har låga kvicksilverhalter (”Resterande del av Notviken”). Detta kan ge ett ökat upptag i djur som lever i Notviken.
- Det är mindre troligt att sedimenten skulle kunna torrläggas. Detta på grund av att erosionen av sediment är en betydligt snabbare process jämfört med landhöjningen.
- Som en följd av den ökade spridningen av organiskt material kan även metyleringen av kvicksilver gynnas.
- Prognosen och tidsperspektivet för landhöjningen och dess effekt på spridningen är dock osäker på grund av dagens klimatforskning. En höjning av havsvattennivån skulle i praktiken motverka landhöjningen.

### 6.5.2 Effekten av en ökad temperatur

Den klimatforskning som görs idag indikerar att medeltemperaturen på jorden kan komma att öka. En ökad temperatur kan innebära att metyleringen av kvicksilver ökar.

Temperaturökningen i sig gynnar metyleringen men också en ökning av primärproduktionen. En ökad primärproduktion stimulerar metyleringen enligt Skyllberg *et al.* (2006). Ökning av metyleringen kan ge en ökad spridning och ett ökat upptag i djur.

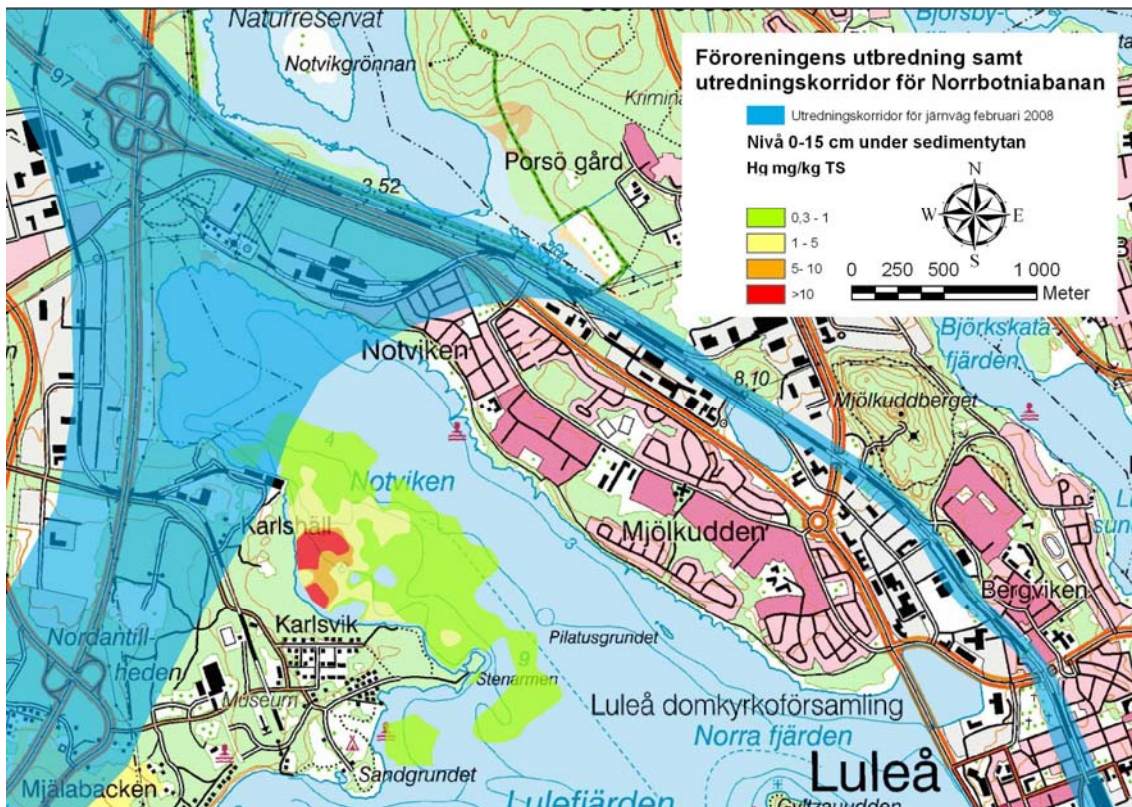
Det bör betonas att detta är prognoser och att tidsperspektivet sannolikt är mycket långt. En ökad metylering förutsätter att ekosystemet i Notviken först anpassar sig till den förändrade temperaturen och att den biologiska primärproduktionen ökar.

### 6.5.3 Förändringar i utnyttjandet av Notviken

Eftersom Notviken är grund och speciellt i områden där höga kvicksilverhalter påvisats bedöms båttrafik kunna vara en orsak till att sedimenten resuspenderas. Ett ökat användande av kajen vid Karlshäll samt en ökad båttrafik skulle i framtiden kunna innebära att större mängder kvicksilver resuspenderas från sedimenten. Detta skulle således kunna innebära en ökad spridning till framförallt resterande delar av Notviken. Hur mycket spridningen skulle kunna öka finns inte dataunderlag för att säga.

Inom Luleå kommun har det diskuterats att placera en utsläppspunkt för överskottsvärme från en fjärrkyleledning i Notvikens nordvästra del. En tillförsel av överskottsvärme kan gynna metyleringsprocessen, vilket skulle kunna ge en ökning av metylkvicksilverhalterna i sediment och vatten.

Ytterligare en aspekt som bör beaktas är att Notviken ligger inom en av utredningskorridorerna för Norrbotniabanan (Figur 20). I figuren ses att förorenade sediment förekommer i den östra kanten av utredningskorridoren. Störningar i vattnet vid ett eventuellt anläggande av järnvägen skulle kunna innebära en påverkan på de förorenade sedimenten. Om det blir aktuellt att bygga Norrbotniabanan i den här korridoren och kvicksilverföroreningen finns kvar i sedimenten måste detta utredas.



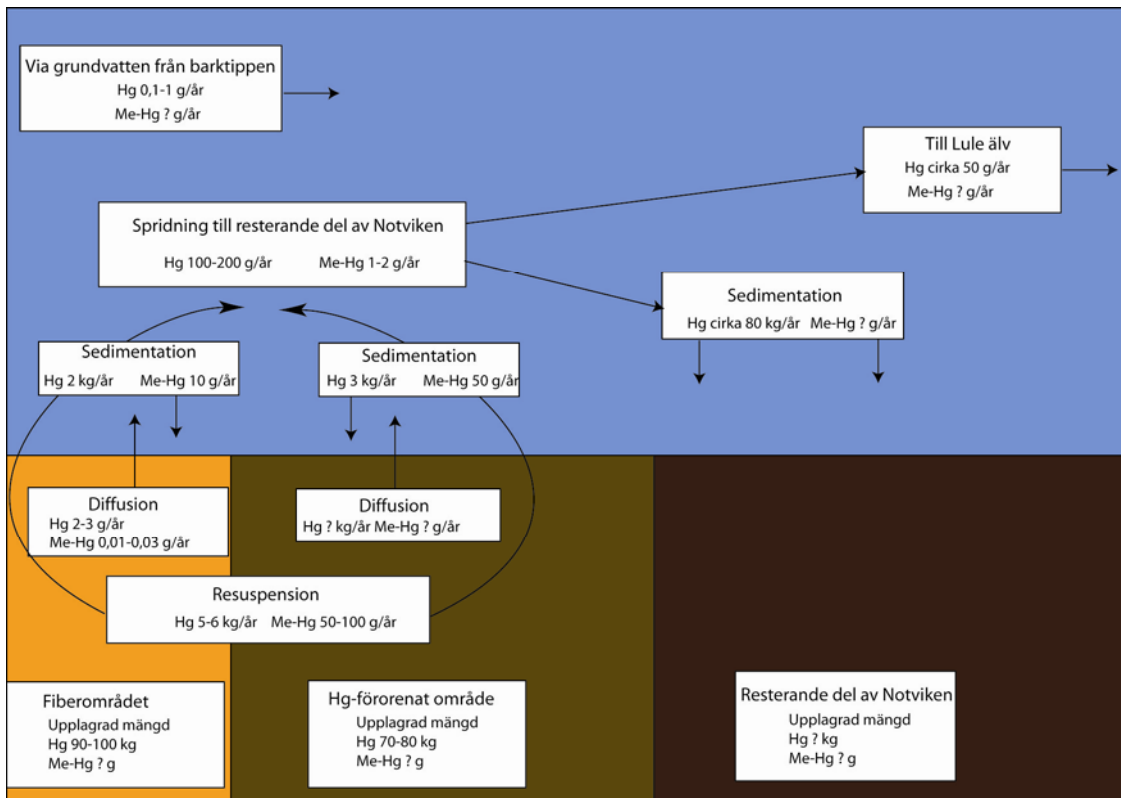
**Figur 20** Redovisning av den utredningskorridor för Norrbotniabanen som berör Notviken.

## 6.6 Samlad massbalans

### 6.6.1 Situationen idag

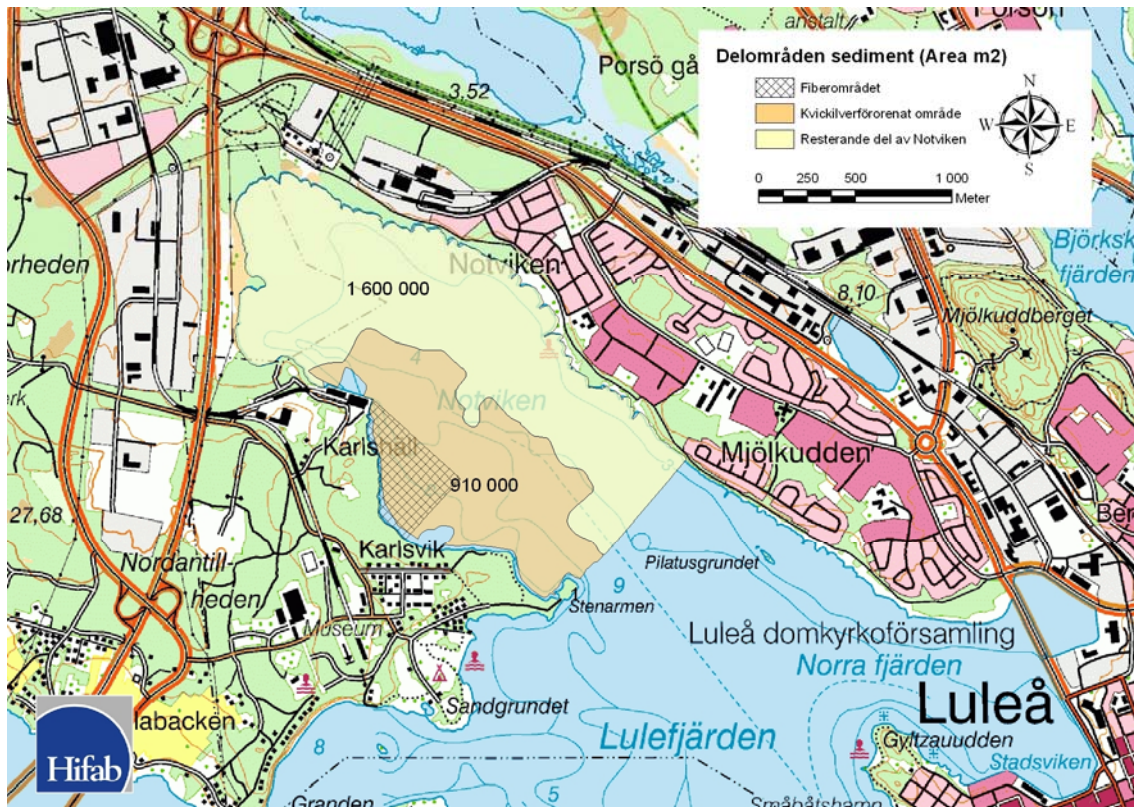
Genom att använda det datamaterial som tagits fram inom ramen för huvudstudien, tillsammans med data från förstudien kan en massbalans ställas upp för Notviken. Den samlade massbalansen redovisas i Figur 21. Delområdena som används vid framtagandet av massbalansen redovisas i Figur 22.

Inom fiberområdet har det uppskattats att 90-100 kg kvicksilver finns upplagrat. Mängden är större än vad som finns i det område (benämnt Hg-förorenat) utanför fiberområdet där kvicksilverhalten är högre än 0,3 mg/kg TS. Detta trots att arean för fiberområdet är betydligt mindre. I den del av Notviken där kvicksilverhalten är lägre än 0,3 mg/kg TS (benämnd Resterande del av Notviken) har ingen mängduppskattning gjorts.



**Figur 21 Samlad massbalans vad gäller Hg och Me-Hg för Notviken.**

Sedimentationen över fiberområdet och det Hg-förorenade området har beräknats utifrån sedimentfällorna. Sedimentationen har uppskattats till cirka 2 kg Hg/år och 10 g Me-Hg/år i fiberområdet. I det Hg-förorenade området uppskattas sedimentationen vara något högre, cirka 3 kg Hg/år och 50 g Me-Hg/år. Den högre sedimentationen i det Hg-förorenade området beror på den större arean. Sedimentationshastigheten per areaenhet är betydligt högre i fiberområdet (högre halter i sedimentfällematerial). Sedimentationen i resterande del av Notviken har av Ramböll (2008) beräknats till 80 g Hg/år.



**Figur 22 Redovisning av delområden för massbalansberäkningar. Angivna siffror avser respektive delområdes area.**

Till Notviken sker ett tillskott av löst kvicksilver via grundvatten från barktippen samt via diffusion. Dessa mängder är förhållandevis små, storleksordningen g/år för Hg och tiondels g/år för Me-Hg.

Modelleringen visar att storleksordningen 100-200 g Hg/år samt 1-2 g Me-Hg/år transporteras ut från fiberområdet och det Hg-förorenade området till resterande del av Notviken (delområden i Figur 22). Transporten har gett upphov till högre halter i detta område jämfört med bakgrundshalten uppströms i Lule älv. Halterna klassas dock som låga enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning (<0,3 mg/kg TS).

Sedimentationen och uttransporten till resterande del av Notviken innebär att 5-6 kg Hg/år och 50-100 g Me-Hg/år transporteras ”ut” från fiberområdet och det Hg-förorenade området. Då tillskottet i via grundvatten och diffusion till detta område är försumbart och eftersom inga andra tillflöden finns måste resterande del komma från resuspension av sedimenten.

Resuspensionen bedöms således vara den process som bidrar med störst mängd kvicksilver och metylkviksilver till Notviken. Det har inte varit möjligt att beräkna resuspensionen från fiberområdet respektive det Hg-förorenade området var för sig. En uppskattning har istället fått göras för området som helhet. Då modelleringen visar att uttransporten av kvicksilver och metylkviksilver till resterande del av Notviken är betydligt mindre än resuspensionen så kan slutsatsen dras att den största delen av sedimenten som resuspenderas återsedimenterar inom detta område.

Resuspensionen och sedimentationen inom det förorenade sedimentområdet ger en interncirkulation av kvicksilver och metylkvicksilver. I och med att sedimenten ”rörs om” sker ingen överlagring med rena sediment, vilket motverkar således en naturlig återhämtning av Notviken.



**Figur 23 Redovisning av spridning av kvicksilver från förorenade sediment till resterande del av Notviken samt från Notviken ut till Lule älv. Som jämförelse redovisas även beräknad transport i Lule älv (data hämtat från SLU, 2006).**

Från Notviken till Lule älv sker en transport på i storleksordningen 50 g Hg/år (Figur 23). Notvikens avrinningsområde har av Luleå kommun uppskattats till 10,8 km<sup>2</sup>. Enligt SLU (2006) uppgår Lule älvs avrinningsområde till 25225 km<sup>2</sup>. Notviken utgör därmed cirka 0,04 % av Lule älvs tillrinningsområde. Det årliga bidraget från Notviken till Lule älv utgör 0,08-0,3 % av den totala transporten i Lule älv.

Sammanfattningsvis:

- Den mest betydande transporten av kvicksilver och metylkvicksilver till Notviken är via resuspension. Resuspenderat sediment återsedimenterar till största del tillbaka i närområdet. Detta ger en interncirkulation av kvicksilver och metylkvicksilver inom det förorenade sedimentområdet. Interncirkulationen motverkar en naturlig återhämtning av Notviken.
- Spridningen från de kvicksilverförorenade sedimentområdena till resterande del av Notviken uppgår till 100-200 g Hg/år samt 1-2 g Me-Hg/år.
- Spridningen av kvicksilver till Lule älv från Notviken uppskattas till storleksordningen 50 g/år.

- Den samlade bedömningen är att det sker en förhållandevis stor interncirkulation av kvicksilver i Notviken. Framst i de områden som är mest förorenade genom resuspension och återsedimentation men till viss del också till områden där halterna i sedimenten är lägre (Resterande del av Notviken). Spridning bedöms vara ett lokalt problem för Notviken.

#### 6.6.2 *Situationen i framtiden*

Den interna spridningen av föroreningar i Notviken bedöms fortsätta i nuvarande omfattning i framtiden. Eftersom resuspensionen är den mest betydande processen innebär det att ingen överlagring med rena sediment sker och därmed ingen minskad spridning. Att spridningen av fibersediment och kvicksilver skulle öka i framtiden under nuvarande förhållanden bedöms som mindre troligt. Jämförelser mellan ytsediment och sedimentfällematerial visar att fibersedimenten inte sprids utanför fiberområdet i någon stor omfattning. Fibersediment som resuspenderas bedöms återsedimentera till största del inom fiberområdet.



**Figur 24** Träslipmassafabriken i Karlshäll. Utsnitt ur Ekonomiska karta från 1948. Kartblad 24 L Luleå 8 h Karlsvik, Rikets allmänna kartverk. Röd streckad linje markerar dagens strandlinje (ej exakt).

I Figur 24 redovisas en karta från 1948 där fiberbankar/fibersediment tydligt kan ses i Notviken. Med tanke på att verksamheten i Karlshäll höll på ytterliggare 14 år (till och med 1962) så bör fibersedimentens utbredning ha blivit större under den tiden. Hur mycket större fiberområdet blev på 14 år är inte möjligt att säga. Dock bedöms dagens utbredning av fibersedimenten inte skilja sig så mycket från hur det var 1962 när verksamheten avslutades med tanke hur det såg ut 1948. Detta med tanke på att det huvudsakliga fiberområdet idag är inom det område där

fibersediment förekom 1948. Detta resonemang är i linje med slutsatserna ovan om att fibersedimenten i sig inte sprids i speciellt stor utsträckning utanför fiberområdet.

Landhöjningen skulle i framtiden kunna innebära en ökad frigörelse av sediment från fiberområdet samt en ökad spridning till resterande del av Notviken. Detta då erosionen av sedimenten ökar när vattendjupet minskar. I ett 100-årsperspektiv kan områden med mycket höga kvicksilverhalter påverkas av detta. Om en ökning av spridningen sker bedöms den bli mest påtaglig internt i Notviken. På lång sikt kan en ökad spridning innebära att områden som idag uppvisar låga kvicksilverhalter (<0,3 mg/kg) blir förorenade. Ett ökat förorenat område innebär sannolikt ett ökat upptag i organismer som lever i Notviken. Med dagens kunskap bedöms det som högst otroligt att spridningen ut från Notviken skulle öka i en sådan omfattning att bidraget till Lule älv blir betydande.

Metyleringen kan komma att påverkas i framtiden. En ökad spridning av sediment från de förorenade områdena kan innebära att mer organiskt material blir tillgängligt, vilket gynnar metyleringen. Om temperaturen ökar så gynnas metyleringen. Både direkt av den högre temperaturen men också indirekt då primärproduktionen ökar i området.

Sammantaget bedöms att den interna spridningen kommer att fortgå i framtiden. Landhöjningen kan innebära en ökad intern spridning i Notviken men den kan också motverkas av att havsvattennivån höjs, vilket dagens klimatforskning indikerar. Även om landhöjningen skulle innebära en ökad intern spridning i Notviken bedöms det med dagens kunskap som mindre troligt att bidraget ut till Lule älv skulle bli betydande.

## 7 EFFEKTANALYS

I en effektanalys görs en bedömning av vilka koncentrationer/doser som kan innebära negativa effekter på skyddsobjekten. För Notviken görs en separat redovisning för miljö (i Notviken respektive Lule älv och Bottenviken) respektive hälsa.

### 7.1 Risker för miljön i Notviken

#### 7.1.1 Introduktion

Riskbedömningen för miljön i Notviken syftar till att utreda eventuella risker för de djur som idag lever i Notviken. Riskbedömningen avser dagens situation men en prognos för framtiden presenteras också.

#### 7.1.2 Indata för riskbedömning

Använda riktvärden för bedömning av risker för akvatiska organismer redovisas i Tabell 11. Riktvärdena avser både akuta och kroniska risker vad gäller kvicksilver i vatten. För metylkvicksilver (vatten och sediment) samt kvicksilver (sediment) har inga riktvärden avseende akuta risker påvisats. Riktvärden har företrädesvis hämtats från nordamerikanska källor, vilka bedöms ha de bästa databaserna vad gäller riktvärden för akvatiska organismer.

För semiakvatiska organismer har följande data om organismerna använts vid beräkningarna (Tabell 12). Data har hämtats från CCME (2004) och Health Canada (2007). Vad gäller vikten för de olika arterna har det valts att använda det minsta värdet som angetts i litteraturen<sup>1</sup>. Detta för att göra en konservativ beräkning. Uppehållstiden för storskrake och sångsvan har antagits vara 200 dagar/år. Båda dessa är flyttfåglar och söker sig söderut då isen lägger sig. Under

<sup>1</sup> Viktuppgifter har delvis hämtats från Wikipedia.



antagande om att Notviken är isbelagd cirka 5,5 månad om året kan uppehållstiden således uppskattas till 200 dagar/år. För minken antas att den vistas i Notviken hela året. För uppskattningen av intag bör det kommenteras att sångsvanen till stor del baserar sitt intag på vattenlevande växter. Det antas att sångsvanens intag är lika stort som den närbesläktade knölsvanen. Något som inte har ingått i undersökningarna och därför inte heller kunnat tas hänsyn till i beräkningarna.

**Tabell 11 Redovisning av tillämpade riktvärden vid riskbedömning för akvatiska organismer.**

Medium	Riktvärde	Referens
<b>Sediment</b>		
Hg	0,486 mg/kg TS	CCME (2002) PEL
Me-Hg	0,01 ng/g TS	US EPA (2003) ELS
<b>Vatten</b>		
Hg kronisk	0,026 µg/l	CCME (2006)
Hg akut	1,4 µg/l	US EPA (2007)
Me-Hg	4 ng/l	CCME (2006)
Löst syre	6,5-9,5 mg/l	CCME (2006)

Vid beräkning av toxikologiska referensvärden (TRV) har utgångspunkten varit så kallade NOAEL-värden (No Observed Adverse Effect Levels) vilka hämtats från Sample *et al.* (1996). NOAEL-värdena har tagits fram baserat på toxikologiska tester på olika arter. För mink redovisar Sample *et al.* (1996) NOAEL-värden för både kvicksilver och metylkvicksilver. I båda fallen är testerna utförda på mink. För fåglar har tester utförts på japansk vaktel (kvicksilver) och gräsand (metylkvicksilver). Framtagna NOAEL för dessa fåglar har antagits gälla även för ett stort antal andra fåglar av olika storlek. Tidigare har det gjorts en justering med hänsyn till kroppsvikten för fåglar. Forskning på senare tid har dock visat att detta inte alltid är korrekt (till exempel Mineau *et al.*, 2002 och Ohio EPA, 2003). Det har därför inte valts att göra någon skalning med hänsyn till kroppsvikt.

**Tabell 12 Redovisning av artspecifika data som används vid riskberäkningar för semiakvatiska organismer.**

Parameter	Storskrake	Sångsvan	Mink
Vikt [kg]	1,2	9	0,5
Intag av småfisk [kg/dag]	0,4	0	0
Intag av stor fisk [kg/dag]	0	0	0,16
Intag av sediment [kg/dag]	0	0,08	0
Upphållstid i Notviken [dagar/år]	200	200	365

**Tabell 13 redovisning av toxikologiska referensvärden som används vid riskberäkningar för semiakvatiska organismer.**

Ämne	Storskrake	Sångsvan	Mink
[mg/kg, dag]			
Hg	0,045	0,045	0,59
Me-Hg	0,0006	0,0006	0,009

Beräkningen av TRV har sedan utförts genom tillämpande av osäkerhetsfaktorer (se till exempel Ohio EPA, 2003 och US Fish & Wild Life Service, 2005). För mink har ingen osäkerhetsfaktor

tillämpats i detta steg. För storskrake och sångsvan har en osäkerhetsfaktor på 10 använts. TRV-värdena redovisas i Tabell 13.

### 7.1.3 Risker för akvatiska organismer

För att bedöma riskerna för akvatiska organismer i Notviken görs en sammanvägning av jämförelser med riktvärden samt utförda biologiska undersökningar. Som riktvärden används uteslutande internationella värden. Eftersom det saknas svenska riktvärden för sediment och ytvatten vad gäller skydd av akvatiska organismer. En sammanställning över vilka undersökningar som ligger till grund för bedömningarna ges i Tabell 14.

**Tabell 14 Sammanställning av jämförelser och tester som ligger till grund för riskbedömning för akvatiska organismer i Notviken. För fisk, bottenfauna och snäckor används resultat från inom huvudstudien samt tidigare genomförda biologiska undersökningar (Pelagia Miljökonsult AB, 2007; AB Bothniakonsult, 2005; Luleå kommun, 1989 och 1990).**

Medium	Undersökning	Referens
Sediment	Halter av Hg och Me-Hg i fast fas	Riktvärden från CCME (2002) och US EPA (2003)
	Halter av Hg och Me-Hg i porvatten	Riktvärden från CCME (2006) och US EPA (2007)
Ytvatten	Halter av Hg och Me-Hg i ytvatten	Riktvärden från CCME (2006) och US EPA (2007)
	Halter av Hg och Me-Hg i bottenvatten	Riktvärden från CCME (2006) och US EPA (2007)
	Syreförhållanden i ytvatten och bottenvatten	Riktvärden från CCME (2006)
Fisk	Upptag i abborre	Jämförelser med lokala referensområden
	Upptag i gädda	Jämförelser med lokala referensområden
Bottenfauna	Förekomst, artrikedom	Jämförelser med lokala referensområden
	Upptag av Hg	Jämförelser med lokala referensområden
	Mundelsskador	Jämförelser med lokala referensområden
Snäckor	Upptag av Hg	Jämförelser med lokala referensområden

En sammanfattning av riskbedömningen för akvatiska organismer i Notviken ges i Tabell 15. Jämförelserna med riktvärdena visar att halter över lågriskvärden (hämtade från USA och Kanada) finns vad gäller sediment. Detta gäller både för kvicksilver och för metylkviksilver. För vattenfasen har inga halter över lågriskvärdena påvisats.

**Tabell 15 Sammanställning av riskbedömning för akvatiska organismer i Notviken.**

Medium	Undersökning	Riskbedömning akvatiska organismer
Sediment	Halter av Hg och Me-Hg i fast fas	Flertalet analyser över riktvärdena (lågriskvärden). Sedimenten sannolikt ej toxiska för akvatiska organismer.
	Halter av Hg och Me-Hg i porvatten	Inga analyser över riktvärdena (lågriskvärden). Ej toxiskt för akvatiska organismer
Ytvatten	Halter av Hg och Me-Hg i ytvatten	Inga analyser över riktvärdena (lågriskvärden). Ej toxiskt för akvatiska organismer
	Halter av Hg och Me-Hg i bottenvatten	Inga analyser över riktvärdena (lågriskvärden). Ej toxiskt för akvatiska organismer
	Syreförhållanden i ytvatten och bottenvatten	Väl syresatt under hela året. Ej toxiskt för akvatiska organismer
Fisk	Upptag i abborre	Förhöjt upptag av Hg i småabborrar och abborrar av konsumtionsstorlek jämfört med lokala referensområden. Tänkbart att det finns en påverkan.
	Upptag i gädda	Förhöjt upptag av Hg jämfört med lokala referensområden har påvisats 2004. Undersökningar 1989 och 1990 påvisade inte förhöjda upptag. Tänkbart att det finns en påverkan.
Bottenfauna	Förekomst, artrikedom	Normal sammansättning av bottenfaunan. Troligen ingen påverkan.
	Upptag av Hg	Förhöjt upptag av Hg jämfört med lokalt referensområde. Tänkbart att det finns en påverkan.
	Mundelsskador	Inga mundelsskador har påvisats. Troligen ingen påverkan.
Snäckor	Upptag av Hg	Förhöjt upptag av Hg jämfört med lokalt referensområde. Tänkbart att det finns en påverkan.

Genomförda biologiska undersökningar har kunnat påvisa ett förhöjt upptag av kvicksilver i abborrar (både små och större av konsumtionsstorlek), gäddor av konsumtionsstorlek, sedimentlevande chironomoider samt snäckor i jämförelse med lokala referensområden (Avan och Sunderbyn). Halterna av kvicksilver i snäckor i Notviken ligger högre än bakgrundsvärdet för Bottenviken (Pelagia Miljökonsult AB, 2007).

Ett förhöjt upptag är speciellt tydligt för småabborrar i Notviken. De små abborrarna är mer stationära än stora och intar därmed största delen av sin föda från Notviken. När abborrarna blir större och rör sig över stora områden sker ett intag av föda som inte innehåller lika höga halter av kvicksilver som den ifrån Notviken: I princip innebär detta att kvicksilverhalten i abborrarna ”späds ut”, vilket kan vara en förklaring till att skillnaden i kvicksilverupptag för stora fiskar mellan Notviken och referensområden inte är lika tydlig som för små fiskar.

Bottenfaunans sammansättning undersöktes under den fördjupade förstudien (AB Bothniakonsult, 2005). Sammansättningen ansågs vara normal. Det påpekades i undersökningen att det inte var förväntat att kvicksilverförekomsten i sig skulle påverka bottenfaunans sammansättning. Däremot kan förekomsten av bark och flis göra det. Mundelsskador på sedimentlevande chironomoider har inte kunnat påvisas.

Att förekomsten av djur inom fiberområdet idag är liten innebär att källområdet i sig inte är det mest problematiska för djur. Det saknas skyddsobjekt som kan exponeras för föroreningen. Istället är det området utanför fiberområdet som är mest problematiskt, dvs. det som benämns Hg-förorenat. Däremot utgör fiberområdet en källa till föroreningsutbredning och bidrar därmed indirekt till att upptaget i djur blir förhöjt i Notviken.

Sammanfattningsvis fås följande bild av riskerna för akvatiska organismer i Notviken:

- Sedimenten uppvisar halter av Hg och Me-Hg som kan vara toxiska för akvatiska organismer. Halterna i vattenfasen är dock generellt låga och innebär sannolikt ingen risk för påverkan.
- Förhöjt upptag av kvicksilver har påvisats för flera organismer i relation till uppströms områden i Lule älv. I de fall där effekter på biota undersökts (bottenfauna och mundelsskador) har dock inga negativa kunnat påvisas.
- Sammantaget görs bedömningen att risknivån för akvatiska organismer är högre i Notviken jämfört med lokala referensområden. Framförallt bedöms det Hg-förorenade området vara mest problematiskt, eftersom förekomsten av djur i fiberområdet enligt undersökningarna är litet. Fiberområdet utgör dock en källa för kvicksilverspridningen och bidrar indirekt till det förhöjda upptaget i djur.

#### 7.1.4 Risker för semiakvatiska organismer

Med semiakvatiska organismer menas arter som delvis vistas i Notviken och söker sin föda där. Bland annat kan det handla om fåglar som intar fisk, växter eller sediment från området. Riskbedömningen kan omöjligen behandla alla typer av semiakvatiska organismer som kan tänkas förekomma i Notviken. Istället förs en allmän diskussion kring analyserade halter i biota samt göra en beräkning av föroreningsintaget för ett antal representativa indikatororganismer. Följande organismer har studerats:

- Storskrake (*Mergus merganser*)
- Sångsvan (*Cygnus cygnus*)
- Mink (*Mustela vison*)

Baserat på tidigare redovisade artspecifika data har det dagliga intaget av kvicksilver och metylkvicksilver (BDI) beräknats för de tre olika organismerna (Tabell 16). Då storskrake och mink intar fisk har beräkning endast utförts för metylkvicksilver. För sångsvanen har beräkning dock utförts för både kvicksilver och metylkvicksilver.

**Tabell 16 Redovisning av beräknade dagliga intag (BDI), toxikologiska referensvärden (TRV) samt den resulterande riskkvoten (BDI/TRV). En riskkvot > 1 innebär att en teoretisk risk kan föreligga. BDI och TRV anges med enheten mg/kg kroppsvikt och dag.**

Ämne	Storskrake*			Sångsvan			Mink*		
	BDI	TRV	BDI/TRV	BDI	TRV	BDI/TRV	BDI	TRV	BDI/TRV
Hg	-	-	-	0,0019	0,045	0,041	-	-	-
Me-Hg	0,047	0,00060	<b>79</b>	0,00018	0,00060	0,30	0,061	0,0090	<b>6,8</b>

\* Allt Hg antas föreligga som Me-Hg i den fisk som intas. Därav ingen beräkning för Hg

Resultater riskkvoter (BDI/TRV) visar värden över 1 för storskrake och mink. Detta ska tolkas som att det teoretiskt kan finnas en risk. Det bör påpekas att beräkningen utgår från NOAEL-värden, dvs. en Hg-halt där inga effekter har kunnat påvisas. Den verkliga effektgränsen ligger någonstans mellan NOAEL och det värde som kallas LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level). Om motsvarande beräkning utförs med LOAEL som indata (samma osäkerhetsfaktorer som tidigare) kan det visas att riskkvoten för storskrake och mink fortsatt hamnar över 1.

Resultaten från beräknade riskkvoter ligger i linje med generella riktvärden för konsumenter av akvatiska organismer. Environment Canada (2005) redovisar ett generellt riktvärde på 0,033 mg Me-Hg/kg våtvikt i det byte som intas. Riktvärdet är framtaget från toxicitetsstudier, främst på fåglar och däggdjur. Samtliga analyserade gäddor från Notviken, 17 av 20 småabborrar och samtliga abborrar av konsumtionsstorlek uppvisar Hg-halter över detta värde vid antagande om att allt Hg föreligger som Me-Hg i fisken.

De effekter som kan uppkomma på fåglar som en följd av kvicksilver är till exempel minskad fertilitet, dvs. en reproduktionsstörande effekt (Sample *et al.*, 1996). Effekter av metylkvicksilver som påvisats för fåglar är till exempel minskat antal ägg. Effekter av metylkvicksilver på mink som observerats är bland annat minskad vikt och koordinationsproblem (Aulerich *et al.*, 1973).

Sammanfattningsvis fås följande bild av risksituationen för semiakvatiska organismer:

- Uppskattningar av intag samt jämförelser med riktvärden visar att risker för sjöfåglar och däggdjur som intar fisk från Notviken kan finnas. Beräkningarna förutsätter dock att intaget uteslutande sker från Notviken.
- Bedömningen görs att risknivån lokalt i Notviken är högre för sjöfågel och däggdjur jämfört med uppströms liggande områden.

#### 7.1.5 Risker i framtiden

Eftersom det sker en resuspension av sedimenten i Notviken i de områden där höga kvicksilverhalter återfinns sker ingen naturlig återhämtning i viken. Eftersom sedimenten resuspenderas sker ingen överlagring med rena sediment. Detta innebär att kvicksilverhalterna i ytsedimenten fortsatt kommer att vara förhöjda i framtiden. Upptaget som sker i biota idag bedöms således fortsätta i den omfattningen som sker idag.

Vilken effekt landhöjningen kommer att få på upptaget i biota är osäkert. Om landhöjningen fortsätter i samma utsträckning som idag kommer de förorenade sedimenten att hamna på mindre djup än idag, vilket kan innebära en ökad spridning till områden med låga kvicksilverhalter. En ökning av det förorenade sedimentområdet kan innebära att upptaget i djur ökar.

Ett minskat vattendjup kan innebära en större exponeringsrisk för framförallt semiakvatiska organismer, till exempel sjöfågel som livnar sig på bottenmaterial.

Dagens klimatmodeller talar dock om en höjning av havsvattennivån, vilket kan innebära att höjningen av havsvattennivån kan motverka landhöjningen. Det är möjligt att sedimenten kommer att ligga kvar på samma djup som idag eller till och med på större djup.

En generell ökning av temperaturen i framtiden kan gynna metyleringen av kvicksilver i Notvikens sediment. Detta kan få som följd att upptaget i akvatiska och semiakvatiska organismer ökar.

## 7.2 Risker för miljön i Lule älv och Bottenviken

### 7.2.1 Introduktion

Nedströms Notviken, i Lule älv och i Bottenviken finns skyddsvärda områden. Bland annat är fjärdarna öster om Luleå klassat som riksintresse vad gäller högexploaterad kust (Länkartor, 2001). Vissa områden som utgör riksintresse vad gäller naturvård finns i skärgården i Bottenviken. Således finns skyddsobjekt vad gäller miljön i vattenområden nedströms Notviken.

### 7.2.2 Riskbild

Uppskattningsvis sprids 20-40 g kvicksilver och 0,2-0,4 g metylkvicksilver per år till Lule älv från Notviken. Spridningen från Notviken ger inte upphov till någon höjning av halterna av kvicksilver eller metylkvicksilver i Lule älvs vatten. Att kvicksilverföroreningen i Notviken skulle utgöra någon risk för skyddsvärda områden i Lule älv och Bottenviken bedöms som högst osannolikt. Transporten av kvicksilver via dagvatten från Luleå stad är med största säkerhet mer betydande.

### 7.2.3 Risker i framtiden

Den interna spridningen av föroreningar i Notviken bedöms fortsätta i nuvarande omfattning i framtiden. Eftersom resuspensionen är den mest betydande processen innebär det att ingen överlagring med rena sediment sker och därmed ingen minskad spridning. Att spridningen av fibersediment och kvicksilver skulle öka i framtiden under nuvarande förhållanden bedöms som mindre troligt.

Landhöjningen kan innebära en ökad intern spridning i Notviken men den kan också motverkas av att havsvattennivån höjs, vilket dagens klimatforskning indikerar. Om landhöjningen inte motverkas av en havsvattennivåhöjning kan en ökad spridning ske. Den ökade spridningen bedöms med dagens kunskap dock främst påverka Notviken lokalt.

Med dagens kunskap bedöms det sammantaget vara en liten risk att skyddsvärda områden nedströms Notviken (i Lule älv och Bottenviken) även i framtiden skulle kunna påverkas negativt av de kvicksilverförorenade sedimenten.

## 7.3 Risker för människor

### 7.3.1 Introduktion

Risker för människor med förorenade sediment är främst kopplade till direktexponering, till exempel vid bad eller vistelse, eller vid intag av fisk som fångats i området.

### 7.3.2 Indata för riskbedömning

Vid bedömning av risker för människor med förorenade områden används ofta olika typer av riktvärden. I fördjupade riskbedömningar som utförs i Sverige används vanligen Naturvårdsverkets modeller (Naturvårdsverket, 2007a). Naturvårdsverkets modeller för att beräkna platsspecifika riktvärden är inte giltiga för sediment (Naturvårdsverket, 2007b). Internationellt saknas också riktvärden för människors hälsa vad gäller sediment.

För att få en uppfattning om riskerna för människor vid intag av sediment görs en beräkning av hur stor mängd sediment en människa måste få i sig för att överskrida det tolerabla dagliga intaget (TDI). Utifrån denna mängd förs ett resonemang vad gäller sannolikheten för att exponeringen skulle ge upphov till negativa konsekvenser. Indata till beräkningen redovisas i Tabell 17.

Vad gäller för människor vid hudkontakt med sediment utförs inga beräkningar utan endast ett kvalitativt resonemang vad gäller riskbilden.

För intag av fisk finns kostrekommendationer från Livsmedelsverket och EU. Direkta jämförelser av analyserade halter i fisk kan göras. Det har utförts en beräkning av den mängd fisk som måste intas för att överskrida det tolerabla dagliga intaget. Indata till beräkningen återfinns i Tabell 17.

Beräkningarna utgår från så kallade TDI-värden, dvs. Tolerabelt Dagligt Intag. Detta innebär att den mängd sediment och fisk som räknas fram inte utgör en hälsofarlig nivå. Eftersom människan klarar den nivån (tolerabelt intag) är det istället en riskfri nivå som beräkningarna resulterar i. Det ska också nämnas att TDI-värden är framtagna baserade på långtidsförsök. Värdena avser således inte akuta risker.

**Tabell 17 Redovisning av indata för riskbedömning av hälsoeffekter.**

Parameter	Värde	Referens
Kroppsvikt barn	15 kg	Naturvårdsverket, 2007b
Kroppsvikt vuxna	70 kg	Naturvårdsverket, 2007b
TDI Hg	0,00023 mg/kg, d	Naturvårdsverket, 2007b
TDI Me-Hg	0,0001 mg/kg, d	RAIS, 2007

### 7.3.3 Riskbild

#### **Intag av sediment**

Intag av förorenade sediment bedöms kunna ske i samband med bad och vid förtöjning av båtar. En beräkning av den mängd sediment som måste intas för att överskrida det tolerabla dagliga intaget redovisas i Tabell 18 och Tabell 19.

För kvicksilver (Tabell 18) kan det konstateras att mängden sediment som måste intas för att överskrida det tolerabla dagliga intaget ligger i storleksordningen gram per dag. Lågst mängder erhålls för barn, på grund av den mindre kroppsvikten. Att små barn skulle kunna få i sig något gram sediment vid enstaka tillfällen bedöms som troligt. Men återigen bör det poängteras att de framräknade mängderna avser en riskfri nivå. Det är alltså riskfritt för människor att få i sig de framräknade mängderna.

**Tabell 18 Beräkning av regelbundet dagsintag av sediment i Notviken för att överskrida den orala referensdosen för kvicksilver. Beräkningen har utförts för barn och vuxna baserat på dels den högsta analyserade halten (max) samt medianen. Beräkning har utförts för fibersediment och övrigt sediment separat.**

	Fibersediment				Övrigt sediment			
	Barn		Vuxna		Barn		Vuxna	
	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median
[g/dag] Intag av sediment	0,1	2	1	10	0,5	14	1	28

För att kvicksilvret i sedimenten ska utgöra en risk för människors hälsa krävs alltså ett större intag än de angivna. Det krävs ett regelbundet intag för att en risk ska föreligga, eftersom TDI-värden avser kroniska risker och inte akuta. Att barn eller vuxna regelbundet skulle inta sediment från det förorenade området i Notviken bedöms som högst osannolikt. Under en stor del av året är temperaturen i vattnet inte lämpad för bad. Dessutom är de delar av Notviken där de förorenade sediment finns inte badvänliga. Badplatser saknas i princip och på botten finns mycket stockar som gör bad mindre inbjudande. Dessutom utgör vattendjupet en begränsande faktor i de djupaste delarna.

För metylkvicksilver visar beräkningarna på att stora mängder sediment måste intas (Tabell 19). Riskerna vid intag av sediment bedöms vara små.

**Tabell 19 Beräkning av regelbundet dagsintag av sediment i Notviken för att överskrida den orala referensdosen för metylkvicksilver. Beräkningen har utförts för barn och vuxna baserat på dels den högsta analyserade halten (max) samt medianen. För metylkvicksilver saknas underlag för att beräkna olika sedimenttyper separat.**

	Sediment			
	Barn		Vuxna	
	Max	Median	Max	Median
[g/dag] Intag av sediment	31000	125000	146000	583000

Sammantaget bedöms riskerna för människors hälsa vid intag av sediment vara små. Framräknade mängder av sediment som måste intas genom munnen bedöms inte som orimliga för små barn vid något enstaka tillfälle. För att en risk ska föreligga krävs dock ett regelbundet intag, som är högre än angivna värden. Detta bedöms som osannolikt för Notviken.

### Hudkontakt

Hudkontakt med sedimenten bedöms kunna ske på samma sätt som intag via munnen, dvs. i samband med bad eller vistelse i området. Exponering kan även vid ankring av båtar. Kviksilver och metylkvicksilver är dock två ämnen som i mycket liten utsträckning tas upp via huden. Naturvårdsverket (2007b) tillämpar en hudupptagsfaktor för kvicksilver på 0,01 och RAIS (2007) anger motsvarande för metylkvicksilver till 0,0001. Ämnena har inte heller en

högre toxicitet vid hudkontakt jämfört med oralt upptag. För kvicksilver använder Naturvårdsverket (2007b) samma TDI som för oralt upptag. För metylkvicksilver anger RAIS (2007) ett TDI på 0,00009 mg/kg, d, dvs. samma storleksordning som för oralt upptag (0,0001 mg/kg, d).

Riskerna vid hudkontakt bedöms vara tämligen små. Detta på grund av att endast en bråkdel av ämnet tas upp genom huden. Den exponering som krävs för att hudkontakt ska utgöra en risk bedöms därmed vara stor.

### **Intag av grönsaker**

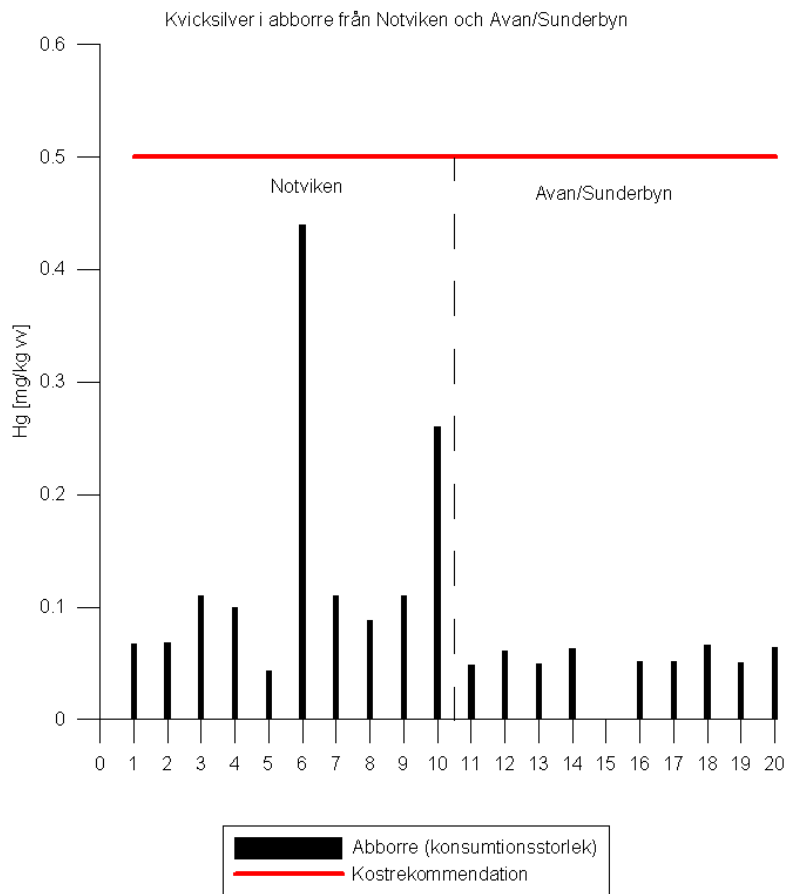
Vad gäller intag av grönsaker sker ingen odling direkt i sedimenten, vilket inte heller bedöms bli aktuellt i framtiden. Det är tänkbart att vatten från Notviken används för bevattning av grönsaker. Men då halterna av kvicksilver och metylkvicksilver är låga i ytvattnet kan denna exponering inte bli begränsande och riskerna bedöms därmed som små.

### **Intag av fisk**

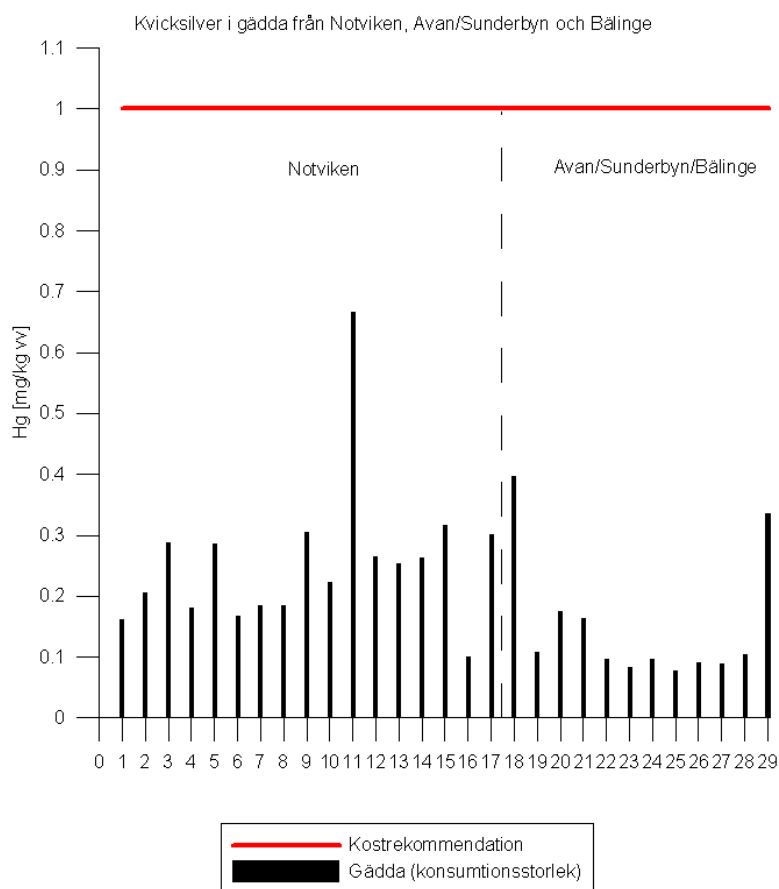
Matfisk i form av bland annat abborre och gädda förekommer i Notviken. Fiske och intag av fisk som fångats i viken bedöms förekomma i relativt stor utsträckning. För att göra en bedömning av riskerna för människor vid intag har halter i analyserade fiskar jämförts med gällande kostrekommendationer. Dessutom görs en beräkning av det intag som krävs för att överskrida den orala referensdosen för människor.

För kvicksilver i fisk finns gränsvärden och kostrekommendationer att tillgå (EU, 2001 och Livsmedelsverket, 2007). Ett EU-gemensamt gränsvärde för kvicksilver i gädda finns på 1,0 mg/kg. För abborre uppgår motsvarande till 0,5 mg/kg. I Figur 25 och Figur 26 redovisas analyserade halter i abborre respektive gädda av konsumtionsstorlek som fångats i Notviken tillsammans med gällande kostrekommendationer. I figurerna ses att ingen fångad fisk uppvisar halter högre än kostrekommendationerna. Ur denna synvinkel är således abborre och gädda som fångats i Notviken ätbara.





**Figur 25 Redovisning av analyserade Hg-halter i abborrar av konsumtionsstorlek tillsammans med gällande kostrekommendation. Abborre 1- 10 är fångade i Notviken och abborre 11- 20 i Avan+S Sunderbyn. Avan+S Sunderbyn utgör lokalt referensområde till Notviken. Halter i abborre hämtade från Pelagia Miljökonsult AB (2007).**



**Figur 26 Redovisning av analyserade Hg-halter i gäddor (normerade till 1-kg gädda) av konsumtionsstorlek tillsammans med gällande kostrekommendation. Gädda 1- 17 är fångade i Notviken, 18- 27 i Avan/S Sunderbyn och 28- 29 i Bälinge. Avan+S Sunderbyn samt Bälinge utgör lokalt referensområde till Notviken. Halter i gädda hämtade från Luleå kommun (1989 och 1990) samt Pelagia Miljökonsult AB (2007).**

För att utreda om det föreligger risker vid intag av fisk har den mängd som kan ätas utan risk beräknats fram utifrån en referensdos för oralt intag av metylkvicksilver. Det antas vid beräkningarna att allt kvicksilver i fisken föreligger i metylerad form. Beräkningar har utförts för både barn (15 kg) och vuxna (70 kg).

**Tabell 20 Beräkning av regelbundet veckointag av fisk som fångats i Notviken för att överskrida den orala referensdosen för metylkvicksilver. Beräkningen har utförts för barn och vuxna baserat på dels den högsta analyserade halten (max) samt medianen.**

	Abborre				Gädda			
	Barn		Vuxna		Barn		Vuxna	
	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median
[g/vecka] Intag av fisk	24	100	111	467	18	50	82	233

I Tabell 20 redovisas de mängder (angett i g/vecka) av abborre respektive gädda som måste intas för att överskrida den tolerabla orala referensdosen av metylkvicksilver. Utgående från medianhalterna i den fångade fisken kan det konstateras att de framräknade mängderna för abborre (barn) och gädda (både barn och vuxna) är rimliga att få i sig vid normalt veckointag. Dock bör det påpekas att den orala referensdosen avser kroniska effekter, vilket således innebär

att intaget av fisk från Notviken måste ske regelbundet. Det är också viktigt att påpeka att den mängd som räknas fram är en riskfri nivå. Detta eftersom beräkningarna utgår från det tolerabla dagliga intaget, dvs. en mängd som inte ger upphov till negativa effekter.

Sammanfattningsvis bedöms riskerna med intag av fisk som små. Fisk som fångats i Notviken bedöms ur kvicksilversynpunkt kunna konsumeras i normal utsträckning. De kostrekommendationer som tagits fram av Livsmedelsverket ska följas.

#### 7.3.4 Risker i framtiden

Under förutsättning att markanvändningen i Notviken inte ändras bedöms riskbilden för människor idag kvarstå även i framtiden.

Ett ökat upptag i fisk kan ske i framtiden. Om större områden än idag får förhöjda kvicksilverhalter är sannolikheten större att fisk exponeras för kvicksilver då de söker sin föda i Notviken. En ökad spridning kan ske i framtiden, till exempel som en följd av landhöjningen.

Även en temperaturökning kan i framtiden bidra till ett ökat upptag av kvicksilver i fisk. En ökad temperatur bidrar till en ökad metylering, vilken tas upp snabbare och utsöndras långsammare än kvicksilver.

Om en ökning sker kan halterna bli högre än Livsmedelsverkets kostrekommendationer och således bli olämpliga för konsumtion. Tidsperspektivet för detta är dock osäkert.

## 8 SAMLAD RISKBEDÖMNING

### 8.1 Bedömning av nuvarande hälso- och miljörisker samt konsekvenser

Undersökningarna visar att en förhållandevis stor mängd kvicksilver, 160-170 kg, finns upplagrat inom det förorenade sedimentområdet i Notviken. Den relativt sett största mängden, 90-100 kg, återfinns inom det begränsade området med fibersediment. Konsekvensen av de stora mängderna är att framförallt fiberområdet bedöms utgöra en betydande möjlig punktkälla vad gäller kvicksilver.

Metyleringen av kvicksilver i sedimenten har visat sig vara något högre i Notviken jämfört med kustnära sediment (jämförelse med Brack, 2000). I sedimentens porvatten utgör metylkvicksilver en förhållandevis stor andel av totalkvicksilverhalten. Halterna i sig är dock förhållandevis låga och har inte bedömts vara toxiska för akvatiska organismer.

Undersökningarna har visat att en stor internspridning av kvicksilver och metylkvicksilver sker i Notviken. I storleksordningen 5-6 kg kvicksilver/år resuspenderas och återsedimenteras inom de förorenade sedimentområdena. Spridningen från de förorenade områdena till resterande del av Notviken har uppskattats till 100-200 g kvicksilver/år och 1-2 g metylkvicksilver/år. Spridningen till Lule älv uppgår årligen till storleksordningen 50 g kvicksilver. Sammantaget bedöms att spridningen av kvicksilver är ett lokalt problem för Notviken. Konsekvensen av den interna spridningen har blivit att kvicksilverhalterna i Notviken generellt är högre än uppströms områden i Lule älv.

Analyser av bland annat fisk och snäckor i Notviken har påvisat ett förhöjt upptag av kvicksilver i jämförelse med uppströms områden i Lule älv. Beräkningar visar att risker med de förhöjda kvicksilverhalterna i organismerna teoretiskt kan föreligga för högre stående arter, till exempel sjöfågel och däggdjur som intar fisk. En förutsättning är dock att djuren är stationära

och i princip uteslutande livnär sig på föda från Notviken. Sammantaget bedöms att Notviken lokalt har en förhöjd risknivå för djur i jämförelse med uppströms områden i Lule älv. Den del av Notviken som bedöms som mest problematiskt är det sekundärt kvicksilverförorenade området utanför fibersedimenten. Fiberområdet i sig bedöms vara mindre problematiskt då förekomsten av djur där generellt är liten. Fiberområdet utgör däremot en källa för spridning av kvicksilver till det sekundärt förorenade området och kan därmed påverka upptaget i djur indirekt.

För människor visar utredningen att riskerna med de kvicksilverförorenade sedimenten är små. Halterna som analyserats i fisk ligger under Livsmedelsverkets kostrekommendationer. Fisk från Notviken bedöms således kunna konsumeras i normal utsträckning. Sedimenten bedöms inte heller utgöra någon risk vid vistelse och bad i Notviken. Halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i ytvattnet är låga. Den exponering som krävs för att sedimenten i sig skulle utgöra en risk bedöms som mindre sannolik.

Sammantaget bedöms problemet med de kvicksilverförorenade sedimenten idag vara:

- Den stora mängden kvicksilver som finns upplagrat. Framförallt fibersedimenten utgör en betydande möjlig punktkälla av kvicksilver, som klassas som ett utfasningsämne.
- Internspridningen av kvicksilver från de områden där förhöjda kvicksilverhalter finns till resterande del av Notviken. Dessutom cirkulerar förhållandevis stora mängder kvicksilver (storleksordningen kg/år) i Notvikens vatten inom de mest förorenade delarna.
- Den förhöjda risknivån för akvatiska och semiakvatiska organismer lokalt i Notviken.

## 8.2 Bedömning av risker och konsekvenser i framtiden

De risker som konstateras idag, dvs. stora mängder kvicksilver, internspridning samt förhöjt upptag i organismer, bedöms även finnas kvar i framtiden. Då kvicksilver är ett grundämne kan det inte brytas ner, vilket innebär att de stora mängder som finns upplagrade idag kommer att finnas kvar i framtiden. Spridningen till Lule älv är så liten att den inte bidrar till en minskning av mängden i Notviken inom överskådlig framtid.

Den spridning som sker idag bedöms också fortgå i framtiden. Detta på grund av att ingen överlagring med rena sediment sker i Notviken eftersom sedimenten ständigt rörs om. Således kommer resuspension fortsätta att ske av sediment med höga kvicksilverhalter och spridningen bedöms inte minska. På lång sikt kan detta innebära att halterna ökar även i den del av Notviken som idag inte är förorenad (halter  $<0,3$  mg/kg TS i dagsläget). Detta innebär att det kvicksilverförorenade området ökar i storlek, vilket kan medföra att upptaget i djur ökar.

Det är dock möjligt att landhöjningen i framtiden kan innebära en ökad spridning. Om fibersedimenten hamnar på ett mindre djup kan detta till exempel innebära en ökad resuspension med ökad spridning till resterande Notviken som följd. En ökad spridning innebär att större områden i Notviken än i idag kommer att få förhöjda kvicksilverhalter, vilket kan leda till ett ökat upptag av kvicksilver i biota. En osäkerhet i sammanhanget är dagens klimatforskning som pekar på en generell höjning av havsvattenytan.

En eventuell framtida klimatförändring i form av en ökad temperatur gynnar metyleringen. Temperaturökningen i sig inverkar positivt på metyleringen. Även en ökning av primärproduktionen kan förväntas, vilket gynnar metyleringen. En ökad metylering bidrar till en ökad spridning av kvicksilver samt ett ökat upptag i biota.

Inga risker har påvisats idag för människor. Spridningen av kvicksilver bedöms fortgå i framtiden. Detta innebär att det är troligt att fisk i Notviken även i framtiden kommer att innehålla högre kvicksilverhalter än opåverkade områden i Lule älv. Halterna ligger idag under gällande kostrekommendationer. Om spridningen och upptaget av kvicksilver ökar kan det inte uteslutas att halterna i fisken i Notviken blir högre. Det är oklart hur långt i framtiden detta kan ligga.

En högre risknivå för djur som vistas lokalt i Notviken har konstaterats jämfört med uppströms områden. Då spridningen bedöms fortgå även i framtiden kommer riskerna sannolikt inte att minska. Om landhöjningen kommer att ge en ökad spridning i framtiden kan det innebära att upptaget i biota ökar och att riskerna ökar lokalt i Notviken för högre stående djur, till exempel sjöfågel och däggdjur. En ökad temperatur kan också ge ett ökat upptag i framtiden då metyleringen av kvicksilver gynnas av högre temperaturer. Det bör betonas att tidsperspektivet för en sådan utveckling sannolikt är långt.

Med dagens kunskap bedöms det som osannolikt att spridningen skulle öka i en sådan omfattning att det skulle innebära risker för skyddsvärda områden i Lule älv och Bottenviken.

Sammanfattningsvis bedöms problemet i framtiden vara:

- Mängden kvicksilver och den interna spridningen i Notviken bedöms kvarstå även i framtiden. Kvicksilvret bryts inte ned och överlagring med rena sediment som motverkar spridningen sker inte.
- Den förhöjda risknivån för djur lokalt i Notviken i jämförelse med uppströms områden i Lule älv bedöms kvarstå.
- Större områden i Notviken än idag förorenas med kvicksilver. Om de förorenade sedimenten hamnar på mindre vattendjup kan spridningen av kvicksilver och upptaget i djur öka. En höjning av havsvattennivån kan fördröja alternativt motverka denna effekt.
- En ökad temperatur som en konsekvens av en klimatförändring. Ökad temperatur medför en ökad metylering och därmed ett ökat upptag av kvicksilver i biota.

### 8.3 Åtgärdsbehov

Den fördjupade miljö- och hälsoriskbedömningen visar att de kvicksilverförorenade sedimenten utgör ett lokalt problem för Notviken. Främst är den stora mängden kvicksilver samt den interna spridningen av kvicksilver i Notviken som bedöms vara problematisk. Riskbedömningen pekar även på en förhöjd risknivå för djur som vistas i och söker sin föda i Notviken i jämförelse med uppströms områden i Lule älv. Följande åtgärdsbehov bedöms finnas för de kvicksilverförorenade sedimenten:

- **Mängden kvicksilver.** Mängden kvicksilver är förhållandevis stor på ett begränsat område. Speciellt utgör fibersedimenten en stor punktkälla. Då kvicksilver klassas som ett utfasningsämne av Kemikalieinspektionen (2006) finns ett åtgärdsbehov.
- **Frigörelsen och spridningen.** Riskbedömningen har visat att det sker en intern spridning av kvicksilver i Notviken. Eftersom ingen överlagring med rena sediment sker bedöms spridningen fortgå även i framtiden. Då det på lång sikt kan innebära att större sedimentområden i Notviken blir förorenade finns ett åtgärdsbehov. Frigörelsen av sediment och spridningen av kvicksilver kan öka i framtiden på grund av landhöjningen och en eventuell temperaturökning. En åtgärd för enbart fiberområdet skulle minska den interna spridningen i Notviken. Om områden med förhållandevis höga kvicksilverhalter inte åtgärdas kan det på lång sikt innebära att spridningen ökar genom att sedimenten hamnar på mindre vattendjup (om landhöjningen inte motverkas av en havsvattennivåhöjning).
- **Upptaget i djur.** Det har konstaterats att risknivån för djur i Notviken är högre än uppströms områden i Lule älv. Detta bedöms gälla både djur som lever i Notviken (snäckor och fiskar) samt djur som söker sin föda i Notviken (till exempel sjöfågel). Eftersom spridningen bedöms kvarstå i framtiden sker ingen naturlig återhämtning av det område som idag bedöms vara problematiskt och riskerna bedöms kvarstå i framtiden. Det är främst det kvicksilverförorenade området utanför fibersedimenten som bedöms vara en risk för djur. Förekomsten av djur inom själva fiberområdet är generellt liten. Fiberområdet utgör i sig en indirekt risk då detta sannolikt är den främsta källan för kvicksilverspridning och upphovet till det sekundärt förorenade området. En åtgärd för enbart fibersedimenten skulle på kort sikt sannolikt inte innebära ett minskat upptag i djur. Däremot förbättras förutsättningarna för en naturlig återhämtning på lång sikt i det kvicksilverförorenade området utanför fibersedimenten. På lång sikt bör detta således leda till ett minskat upptag i djur.

## 9 REFERENSER

AB Bothniakonsult (2005) Karlshäll. Fördjupad förstudie. 2005-12-14.

Artportalen (2008) [www.artportalen.se](http://www.artportalen.se) (2008-01-30). Sökning gjord på alla fåglar i Notviken, observationer under åren 2000 t.o.m. 2008.

Atkins P., Jones L. (1999) Chemical Principles The Quest for Insight W. H. Freeman and Company New York.

ATSDR (1999) Mercury CAS# 7439-97-6. Agency for toxic substances and disease registry.

Aulerich R. J., Ringer R. K., Iwamoto S. (1973) Effects of dietary mercury on mink. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 2:43-51.

Backe S. (2008) Muntlig kommunikation 2008-01-30. Enheten för Miljöanalys, Länsstyrelsen Norrbotten.

Banverket (2008) Informationsmaterial. <http://www.banverket.se/sv/Amnen/Aktuella-projekt/Projekt/1871/Norrbotniabanan/Informationsmaterial.aspx> Senast uppdaterad: 2008-03-31.

Benjamin M. M., Honeyman B. D. (2000) Trace Metals ur Jacobson M. (ed.), Charlson R., Rohde H., Orians G. (2000) Earth System Science Academic press San Diego.

Benoit J. M., Gilmour C. C., Mason R. P., Heyes A. (1999) Sulfide Controls on Mercury Speciation and Bioavailability to Methylating Bacteria in Sediment Pore Waters Environmental Science and Technology 33:951-957.

Blomkvist D. (2008) Muntlig kommunikation 2008-01-30. Naturresurs- och rennäringsenheten (fiske). Länsstyrelsen Norrbotten.

Brack K. (2000) Metylkviksilver och TBT i sediment från Göteborgs hamn.

CCME (2002) Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2002.

CCME (2004) Body weights and daily food ingestion rates of avian species that consume aquatic biota. [http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Html/Table1\\_tissue.cfm](http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Html/Table1_tissue.cfm) Last updated: 2004-03-01.

CCME (2006) Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2006.

Compeau G. C., Bartha R. (1985) Sulfate-reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediments Applied and Environmental Microbiology 50:498-502.

Envipro Miljöteknik (2008a) Luleå kommun. Huvudstudie Karlshäll. 2007:03 Sammanfattande huvudstudierapport.

Envipro Miljöteknik (2008b) Luleå kommun. Huvudstudie Karlshäll. 2007:04 Åtgärdsutredning.

Envipro Miljöteknik (2008b) Luleå kommun. Huvudstudie Karlshäll. 2007:05 Riskbedömning.

Envipro Miljöteknik (2008b) Luleå kommun. Huvudstudie Karlshäll. 2007:06 Referensundersökning – provtagningsmetodik och redovisning av resultat. 2008-03-16.

Environment Canada (2005) Guidelines at a Glance. Methylmercury.

EU (2001) Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 av den 8 mars 2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning 16.3.2001 L 77/1.

Gill G.A., Bloom, N.S., Cappellino S., Driscoll C.T., Dobbs C., MShea L., Mason R., Rudd J.W.M. (1999) Sediment-water fluxes of mercury in Lavaca Bay, Texas. Environmental Science and Technology 33:663-669.

Health Canada (2007) Priority substances list assessment report. [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/ps11-lsp1/trichlorobenzenes/trichlorobenzenes\\_3\\_e.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/ps11-lsp1/trichlorobenzenes/trichlorobenzenes_3_e.html) Last updated: 2007-12-17.

Johnsson T. (2008) Muntlig kommunikation 2008-01-11. Pelagia Miljökonsult AB.

Kemikalieinspektionen (2006) Översiktstabell utfasningsämnen och prioriterade riskminskningsämnen. [http://www.kemi.se/templates/PRIOPage\\_\\_\\_4048.aspx](http://www.kemi.se/templates/PRIOPage___4048.aspx) Senast uppdaterad: 2006-03-23.

Kotnik J., Horvat M., Jereb V. (2002) Modelling of Mercury Geochemical Cycle in Lake Velenje, Slovenia Environmental Modelling & Software 17:593-611.

Lantmäteriet (2007) Höjdssystem – landhöjning. [http://www.lantmateriet.se/templates/LMV\\_Page.aspx?id=10588](http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=10588) Senast uppdaterad: 2007-08-31.

Livsmedelsverket (2007) Kvicksilver. [http://www.slv.se/templates/SLV\\_Page.aspx?id=11529&epslanguage=SV](http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=11529&epslanguage=SV) Senast uppdaterad: 2007-02-12.

Luleå kommun (1989) Miljöprogram etapp II. Effekter av utsläpp av fenyلكvicksilver till Notviken, Luleå kommun. Miljö- och hälsoskyddskontoret Luleå kommun 890131. Rapport 1989:7.

Luleå kommun (1990) Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment, gädda och vatten i Notviken, Luleå kommun. Miljö- och hälsoskyddskontoret Luleå kommun 1990-11-13. Rapport 1990:7.

Luleå kommun (2008) Luleå kommun. Huvudstudie Karlshäll. 2007:01 Riskvärdering.

Länskartor (2008) [www.gis.lst.se](http://www.gis.lst.se). Acc: 2008-01-29

Länsstyrelsen i Norrbotten (2008) Det miljörettsliga ansvaret för de kvicksilverföroreningar som härrör från den tidigare verksamheten vid Karlshälls träsliperi, Luleå kommun. Rapport 2007:02.

Madigan M. T., Martinko J. M., Parker J. (2000) Brock Biology of Microorganisms Ninth Edition Prentice Hall Upper Saddle River.

MiljöManagement Svenska AB (2007) Kartering av förorenade sediment vid Karlshäll, Luleå. Karlshäll 2007:08. Ekerö 2007-11-29.

Mineau P., Collins B. T., Baril A. (2002) On the use of scaling factors to improve interspecies extrapolation of acute toxicity in birds. Regulatory Toxicology and Pharmacology 24: 24-29.

Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.

Naturvårdsverket (2007a) Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Remissversion 2007. 2007-10-19.



Naturvårdsverket (2007b) Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Remissversion 2007. 2007-10-19.

Naturvårdsverket (2007c) FN:s klimatpanel 2007: Klimateffekter, anpassning och sårbarhet. Sammanfattning för beslutsfattare. Bidraget från arbetsgrupp II (WG II) till den fjärde utvärderingsrapporten från Intergovernmental Panel on Climate Change. Naturvårdsverket rapport 5704. April 2007.

Ohio EPA (2003) Ecological Risk Assessment. Guidance Document. State of Ohio Environmental Protection Agency. DERR – 00 – RR – 031.

Pelagia Miljökonsult AB (2007) Del av huvudstudie av förorenade sediment inom fastighet Karlsvik 1:1 i Notviken, Luleå kommun. Karlshäll 2007:07. 2007-09-20.

RAIS (2007) Risk Assessment Toxicity Values. [http://rais.ornl.gov/tox/tox\\_values.shtml](http://rais.ornl.gov/tox/tox_values.shtml) Last updated: 2007-10-25.

Ramböll (2008) Luleå kommun. Vattenströmning och föroreningstransport i Notviken. 2007:09. 2008-06-05.

Sample B. E., Opresko D. M., Suter G. W. (1996) Toxicological Benchmarks for Wild Life: 1996 Revision. Risk Assessment Program. Health Sciences Research Division, Oak Ridge, Tennessee. ES/ER/TM-86/R3.

Schlesinger W. H. (1997) Biogeochemistry An Analysis of Global Change Second Edition Academic press San Diego.

Skogsvårdsstyrelsen (2008) Skogens pärlor. [www.svo.se](http://www.svo.se) Acc: 2008-01-29.

Skyllberg U., Drott A., Lambertsson L., Björn E. (2006) Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering Rapport 5629. November 2006.

SLU (1999) Stationsdata sediment. Jutsajaure. [http://info1.ma.slu.se/ma/www\\_ma.acgi\\$StationSG&ID=StationData&S=173](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$StationSG&ID=StationData&S=173)

SLU (2006) Transportberäkningar Lule älv, Luleå. [http://info1.ma.slu.se/ma/www\\_ma.acgi\\$StationX?ID=Intro&S=297](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$StationX?ID=Intro&S=297)

SMHI (2007) Havsvattenstånd 2007. [http://smhi.siteseeker.se/?q=landh%F6jning&t=simple&ls=2&d=0&d1=01&d2=1&d3=1970&d4=04&d5=01&d6=2008&s=0&so=1&h=0&hn=10&hd=1&i=sv&kpid=3811&kurl=www.smhi.se%2Fhfa\\_coord%2FInfoC%2Fmwreg%2Fmwreg.pdf&klang=5&kdtype=3&knum=4&p=frame&b=1&c=0&cc\[\]\]=126&t=s&l=0&ll=-2&f=0&ff=0&ua=1dba0942bcb5c18abc45fd366ee4652](http://smhi.siteseeker.se/?q=landh%F6jning&t=simple&ls=2&d=0&d1=01&d2=1&d3=1970&d4=04&d5=01&d6=2008&s=0&so=1&h=0&hn=10&hd=1&i=sv&kpid=3811&kurl=www.smhi.se%2Fhfa_coord%2FInfoC%2Fmwreg%2Fmwreg.pdf&klang=5&kdtype=3&knum=4&p=frame&b=1&c=0&cc[]]=126&t=s&l=0&ll=-2&f=0&ff=0&ua=1dba0942bcb5c18abc45fd366ee4652) Senast uppdaterad: 2007-10-31.

Svartsjöprojektet (1998) Miljöriskbedömning av fiber- och kvicksilverförekomst i Svartsjöarna och Pauliströmsån.

Tyler G., Olsson T. (2001) Concentration of 60 Elements in The Soli Solution as Related to The Soli Acidity European Journal of Soil Science 52:151-165.

US EPA (2003) US EPA Region 5 Corrective Action Guidance. <http://www.epa.gov/reg5rcra/ca/edql.htm> Last updated: 2007-03-26.

US EPA (2007) Current National Recommended Water Quality Criteria. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html#cc> Last updated: 2007-07-18.

US Fish & Wild Life Service (2005) Methylmercury and other environmental contaminants in water and fish collected from four recreational fishing lakes on the Navajo nation, 2004.

Westerberg S. (2008) Muntlig kommunikation 2008-01-30. Enheten för miljöanalys, Länsstyrelsen Norrbotten.

WHO (2006) Guidelines for drinking water quality 3<sup>rd</sup> ed.

Östlund (2002) Föroreningar i Bengtsbrohöljens sediment – Förekomst och spridningsförutsättningar. Rapport nr EKA 2002:21.

# Luleå kommun

## Huvudstudie Karlshäll

2007:06 Referensundersökning – provtagnings-  
metodik och redovisning av resultat



**ENVIPRO MILJÖTEKNIK**  
**Hifab AB**

**SLUTRAPPORT**

**2008-03-16**

---

## SAMMANFATTNING

Luleå Kommun har under perioden 2006-2008 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassefabrik i Karlshäll. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Norrbotten.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda behovet och möjligheterna att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de områden som förorenats från verksamheten vid träsliperiet, dvs. sediment och vatten i Notviken, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Lule älv och Bottenviken. Syftet med denna rapport är att redovisa provtagningsmetodik och resultat från referensundersökningen.

Referensundersökning inom ramen för huvudstudien har omfattat regelbunden (månadsvis eller kvartalsvis) provtagning av ytvatten och suspendat (både med sedimentfällor och genom aktiv filtrering). Provtagning av ytvatten har genomförts i sammanlagt 6 punkter, varav 4 har varit placerade i själva Notviken. En punkt har varit placerad uppströms Notviken i Luleälven och en punkt nedströms. Provtagning med sedimentfällor har utförts på 3 lokaler i Notviken, samt en punkt uppströms och en punkt nedströms Notviken. Aktiv provtagning av suspendat har genomförts med vatten från tre lokaler i Notviken. En sammanställning av referensundersökningens omfattning återges i tabellen nedan.

Provtyp	Antal provtagnings- tillfällen	Antal prover	Antal analyser
Ytvatten	12	74	74
Suspendat (sedimentfällor)	4	16	16
Suspendat (aktiv)	4	12	12

I föreliggande rapport redovisas resultaten från provtagningarna i tabell- och diagramform. Fokus på sammanställning ligger på kvicksilver och metylkvicksilver, eftersom dessa element utgör de huvudsakliga föroreningarna. För utvärdering av resultaten hänvisas till den fördjupade riskbedömningen och åtgärdsutredningen som kommer att redovisas i separata rapporter.

---

---

## Innehåll

<b>1. INLEDNING</b> .....	<b>4</b>
<b>2. SYFTE</b> .....	<b>4</b>
<b>3. METODBESKRIVNING</b> .....	<b>4</b>
3.1. YTVATTEN .....	5
3.2. PASSIV PROVTAGNING AV SUSPENDAT MED SEDIMENTFÄLLOR .....	7
3.3. AKTIV PROVTAGNING AV SUSPENDAT .....	9
3.4. ANALYSER .....	11
3.5. OMFATTNING .....	11
<b>4. RESULTAT</b> .....	<b>12</b>
4.1. YTVATTEN .....	12
4.2. SEDIMENTFÄLLOR .....	16
4.2.1. <i>Allmänt om provtagningen</i> .....	16
4.2.2. <i>Resultat Luleälven uppströms – Gammelstadsfjärden</i> .....	16
4.2.3. <i>Resultat Notviken 1</i> .....	17
4.2.4. <i>Resultat Notviken 2</i> .....	18
4.2.5. <i>Resultat Notviken 3</i> .....	18
4.2.6. <i>Resultat Luleälven nedströms - Varvet</i> .....	19
4.2.7. <i>Figurer kvicksilver och metylkviksilver</i> .....	20
4.3. SUSPENDAT .....	22
4.3.1. <i>Allmänt om provtagningen</i> .....	22
4.3.2. <i>Suspendatbelastningen i Notviken</i> .....	23
4.3.3. <i>Notviken 1</i> .....	24
4.3.4. <i>Notviken 2</i> .....	25
4.3.5. <i>Notviken 3</i> .....	26
<b>5. REFERENSER</b> .....	<b>27</b>

Bilaga 1. Sammanställning av samtliga analysresultat.

Bilaga 2. Analysrapporter från laboratorium.

---

## 1. INLEDNING

Luleå kommun genomför under tiden 2006-2008 en huvudstudie av de områden som förorenats av verksamheten vid Munksund AB:s träslipmassfabrik i Karlshäll. Huvudstudien genomförs enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Projektgruppen består av representanter från kommunen och länsstyrelsen. Adjungerade till projektgruppen är projektstöd från SGU och generalkonsulten Envipro Miljöteknik.

En slipmassfabrik byggdes i området åren 1911-1912. Samtidigt bildades Luleå träsliperi AB. Företaget köptes 1917 upp av Baltiska Trävaruaktiebolaget och såldes därefter 1918 till AB Ytterstfors-Munksund som slutligen blev Munksund AB. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Driften pågick fram till 1962.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av kvicksilver och metylkvicksilver från de områden som förorenats från verksamheten vid träsliperiet, dvs. sediment och vatten i Notviken, samt läckage från Notviken av kvicksilver och metylkvicksilver till Luleå älv och Bottenviken.

Provtagningarna som ligger till grund för resultaten har utförts av Envipro Miljöteknik genom Veronica Östman, Björn Nilsson, Jenny Sjöberg, Camilla Fredriksson och Erik Carlsson. Rapporten har sammanställts av Björn Nilsson, Veronica Östman och Henrik Eriksson. Pär Elander har internt granskat den skriftliga rapporten.

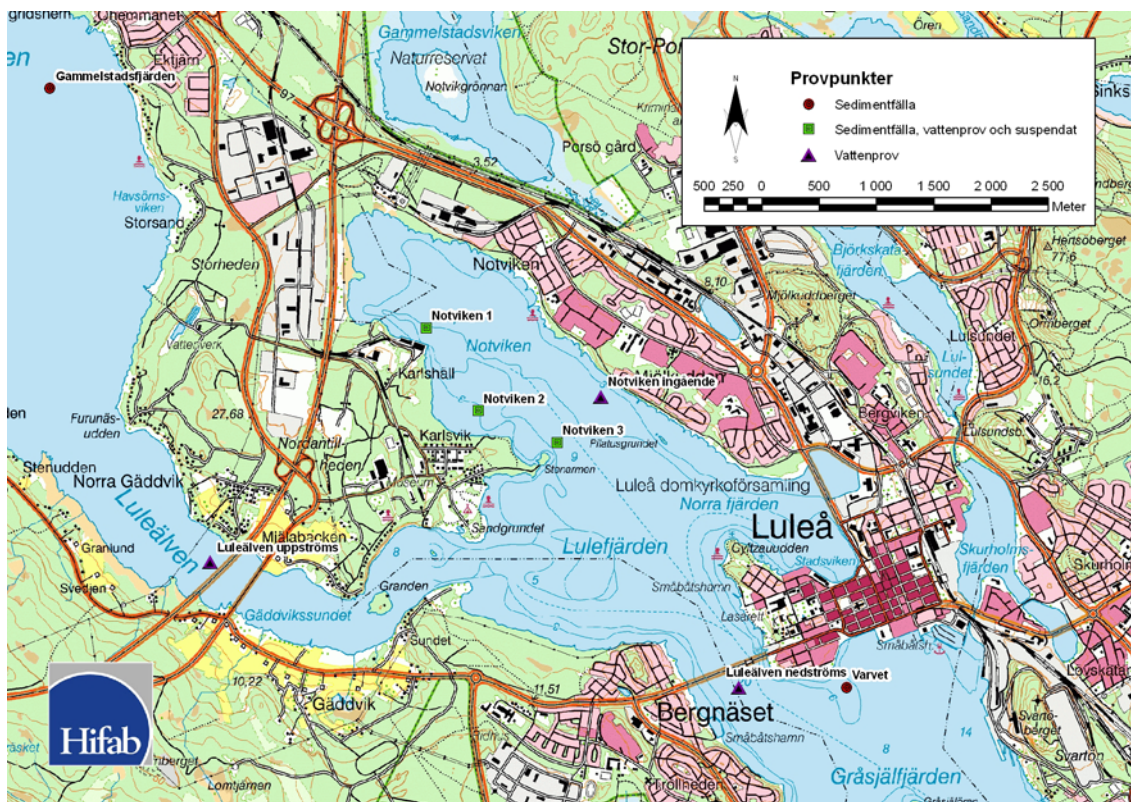
## 2. SYFTE

Syftet med denna rapport är dels att sammanfatta de resultat som tagits fram inom ramen för referensundersökningen samt översiktligt beskriva den metodik som använts vid provtagningarna.

Referensundersökningen genomfördes bland annat för att få ett bra underlag för övergripande och mätbara åtgärdsåtgärder. I denna del sammanfattas alla resultat som tagits fram, dvs. ytvatten, sedimentfällor och suspendat. I rapporten dras inga slutsatser utan endast resultat från undersökningarna redovisas.

## 3. METODBESKRIVNING

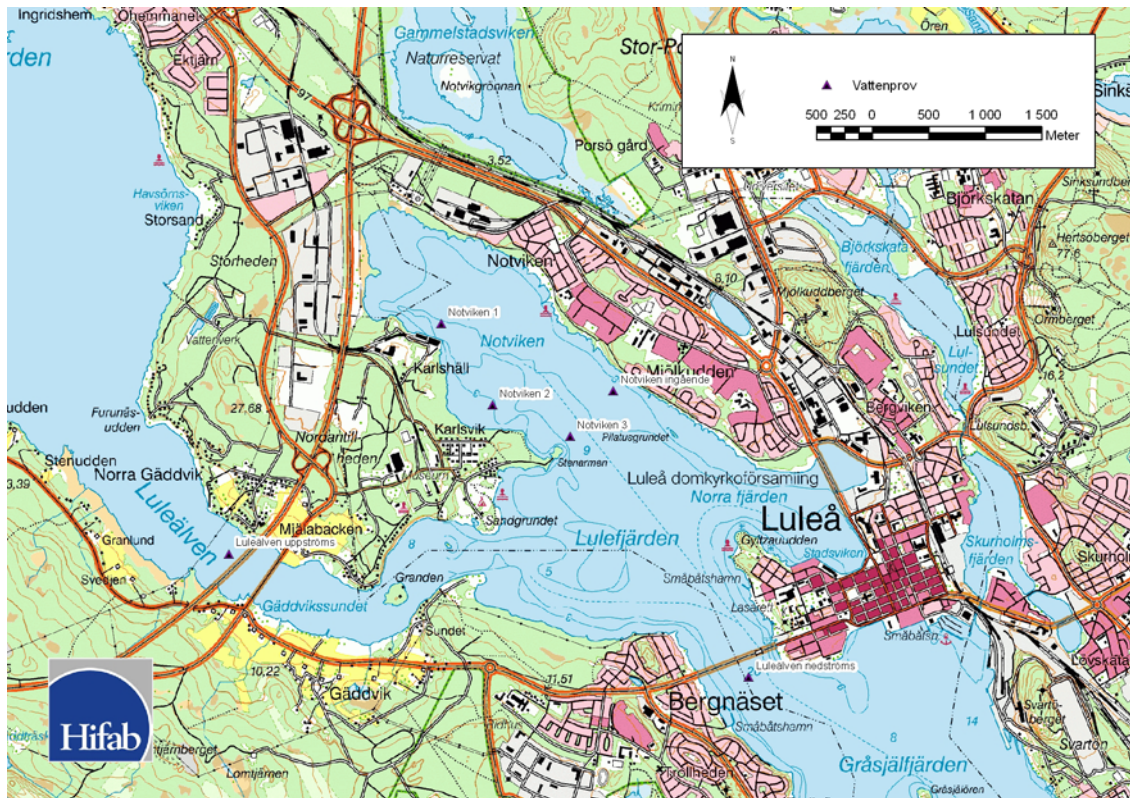
Inom ramen för referensundersökningen har provtagningar utförts av ytvatten i Notviken och Luleälven samt suspendat i Notviken både genom aktiv provtagning med filter och genom passiv provtagning med sedimentfällor, se Figur 1.



**Figur 1. Provpunkternas placering**

### 3.1. Ytvatten

Ytvatten har ingått som en del i referensundersökningen. Provtagning har genomförts månadsvis under ett års tid, från 200609 till 200708. Provtagning har skett i sammanlagt 6 punkter (se karta i Figur 2) vid varje tillfälle. Koordinater för provtagningspunkterna återfinns i Tabell 1.



Figur 2. Provpunkter för ytvattnet

Provtagningsdjupen har varit cirka 1 m för punkterna i Notviken. Vid två tillfällen (200609 och 200610) togs även prov på djupare vatten i punkten Notviken 3. Provtagningsdjupet för dessa prover låg på cirka 5 m. Prover i Luleälven har tagits på ett djup, cirka 3 m under vattenytan.

Tabell 1. GPS-koordinater för provpunkterna i ytvattnet.

Provpunkt	Y	X
Notviken 1	1788557	7292845
Notviken 2	1789011	7292123
Notviken 3	1789698	7291850
Notviken ingående	1790072	7292263
Luleälven uppströms	1786702	7290839
Luleälven nedströms	1792222	7289715

Samtliga prover har tagits med hjälp av Ruttnerhämtare. Ruttnerhämtaren har sänkts ner i vattnet. Tyngden för att slå igen hämtaren har släppts när provtagaren kommit ner till den nivå som provtagning skulle utföras på. Efter att lodet slagit igen Ruttnerhämtaren har den försiktigt tagits upp ur vattnet, se Figur 3. Sedan fördes vatten från Ruttnerhämtaren via tappmunstycket direkt ned i för ändamålet avsedda kärl. För metaller togs ofiltrerade prover. Vatten tömdes även från Ruttnerhämtaren ner i ett separat plastkärl för direkt mätning av temperatur, konduktivitet, pH och syre, se Figur 3. Efter genomförd provtagning tömdes överblivet vatten tillbaka.



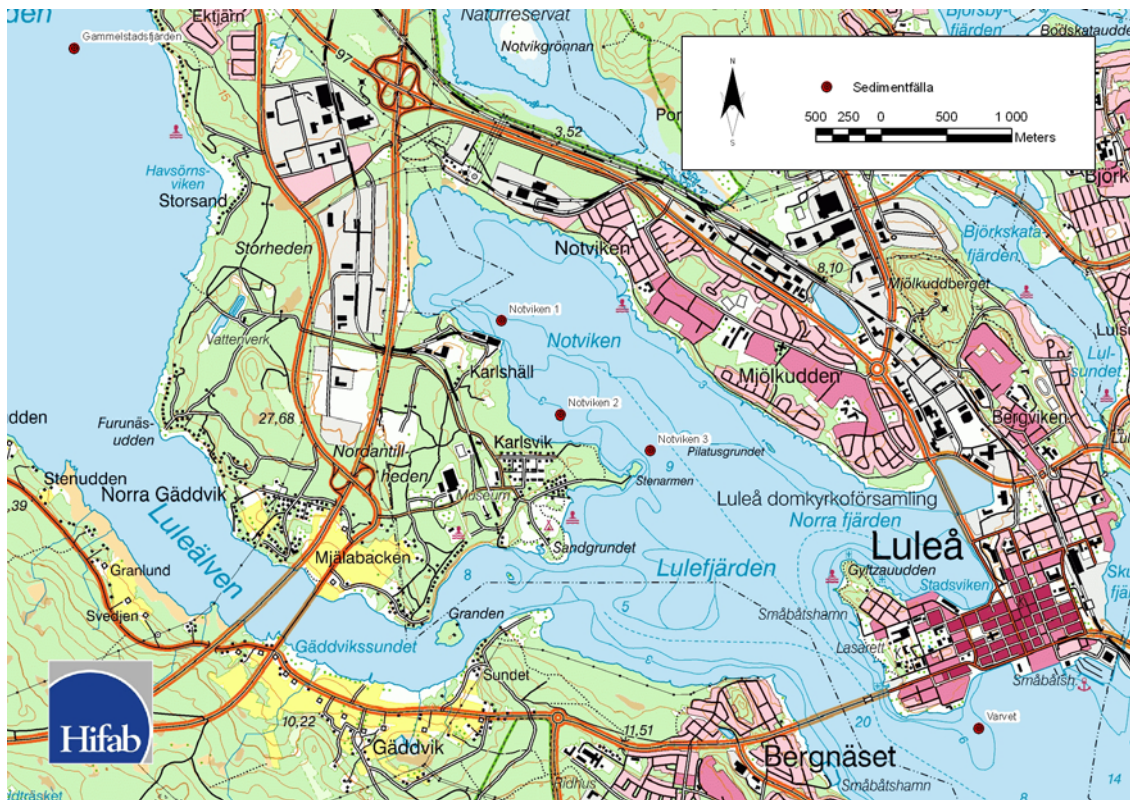


**Figur 3. Till vänster ses provtagning med Ruttnerhämtare, till höger mätning av pH, syrehalt och konduktivitet med fältmätutrustning.**

### **3.2. Passiv provtagning av suspenderat med sedimentfällor**

I sedimentfällorna fångas partiklar som sedermera skulle ha sedimenterat och bildat bottensediment. Sedimentfällor har installerats på tre stationer i Notviken (karta i Figur 4 och koordinater i Tabell 2). I två av stationerna, Notviken 1 och Notviken 2 har en fälla installerats ca 1-1,5 m över sedimentytan. I stationen Notviken 3 har två fällor installerats. En på ca 1 m höjd över sedimentytan, och en ca 2-3 m under vattenytan.

Förutom i Notviken har sedimentfällor placerats i Luleälven, en uppströms i Gammelstadsfjärden och en nedströms i höjd med varvet (karta i Figur 4 och koordinater i Tabell 2). Fällan i Gammelstadsfjärden har varit utplacerad cirka 2 m över sedimentytan och fällan vid varvet cirka 1 m ovanför sedimentytan.



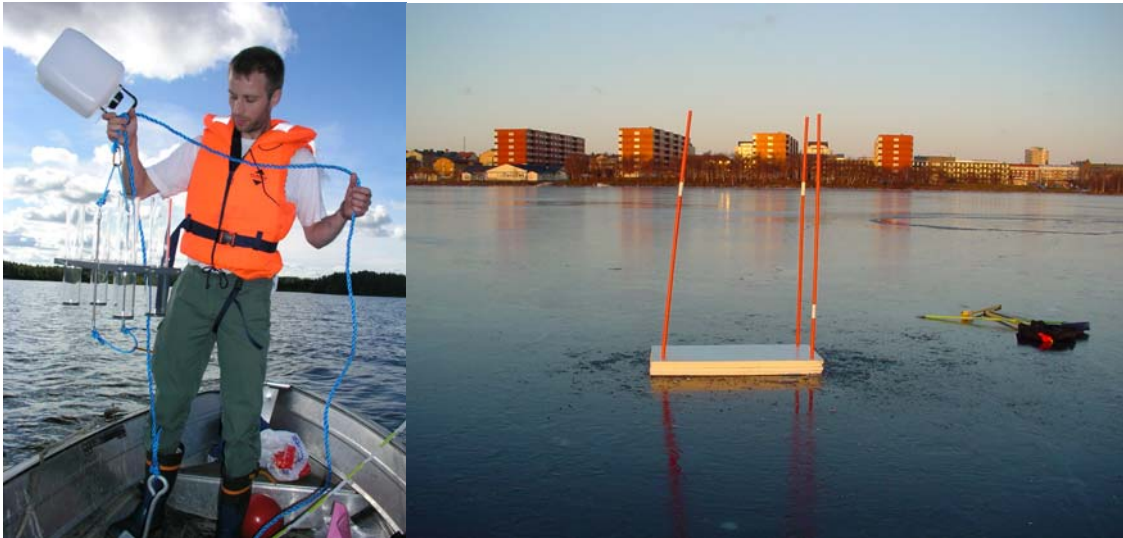
Figur 4. Provpunkter för sedimentfällor

Fällorna i Notviken har suttit ute under ett års tid (från 200609 till 200709) och tömts en gång per kvartal, således fyra provtagningsomgångar per fälla. Sedimentfällorna i Luleälven satt ute under knappt ett års tid, från 200610 till 200709. Fällorna i Luleälven har tömts vid samma tillfällen som de i Notviken.

Tabell 2. Koordinater för sedimentfällorna.

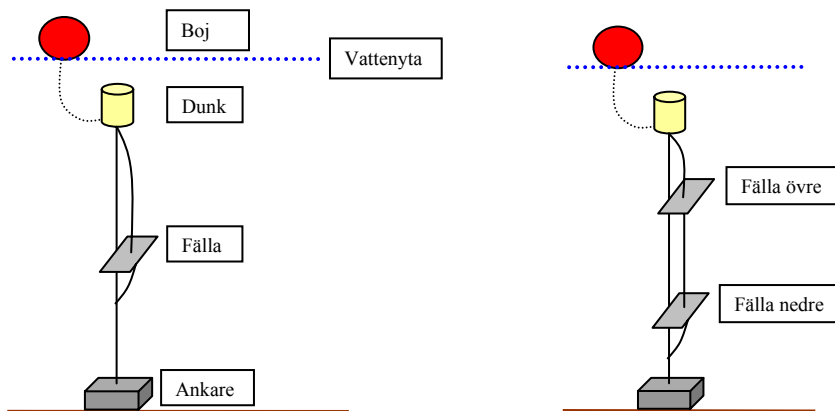
Provpunkt	Y	X
Notviken 1	1788557	7292845
Notviken 2	1789011	7292123
Notviken 3	1789698	7291850
Gammelstadsfjärden	1785299	7294920
Varvet	1792219	7289666

Momentet inleddes med att sedimentfällorna placerades ut på respektive lokal i viken. Varje fälla utgörs av fyra polykarbonatrör monterade i en plastbricka. I varje punkt har en boj placerats ut och fällorna har, med en dunk som flythjälp, hängts upp i en lina på önskat vattendjup under bojen (se foto i Figur 5 samt principskiss i Figur 6). Vintertid markerades fällans läge med markeringskäppar, enligt Figur 5.



Figur 5. T.v. Sedimentfälla samt dess upphängningsanordning. T.h. markering av fälla vintertid.

Efter ett kvartal tömdes fällorna enligt följande: sedimentfällan togs upp och de fyra rören skruvades loss från fällan. Rören dekanterades försiktigt så att ca 0,2 – 0,25 l vatten återstod i varje rör. Därefter snurrades och skakades rören så att det uppsamlade suspendatet och det kvarvarande vattnet blandades. Därefter hölls vattnet från rören direkt ned i en 1 liter HDPE-flaska med stor öppning så att inget sediment skulle fastna i trätt eller liknande. Detta var viktigt framförallt vid tömning vintertid då isbildning lätt orsakar svinn.



Figur 6. Principskiss sedimentfällor. T.h. Notviken 3, och t.v. övriga fällor

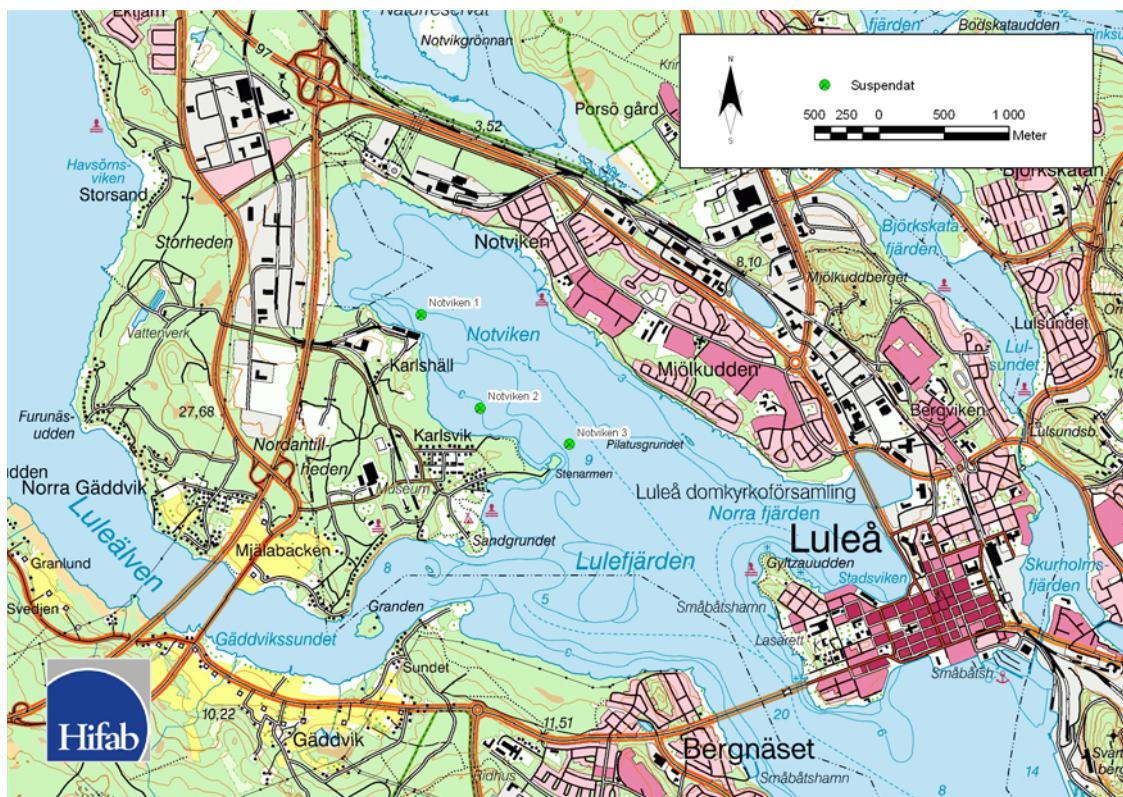
### 3.3. Aktiv provtagning av suspendat

Aktiv suspendatprovtagning har utförts på tre stationer i Notviken (karta i Figur 7 och koordinater i tabell 3). Vid varje station samlades vatten in från nivån ca 1 m under vattenytan. Provtagningen genomfördes 4 gånger (en per kvartal) under ett års tid.

**Tabell 3. Koordinater för provpunkterna för aktiv suspendatprovtagning.**

Provpunkt	Y	X
Notviken 1	1788557	7292845
Notviken 2	1789011	7292123
Notviken 3	1789698	7291850

Suspendatprovtagningen innefattar tre olika mätningar, suspendatbelastning, metaller i löst fas och metaller i suspendat. Samtliga moment utfördes vid samma tillfälle. Vatten för provtagning av suspendat har pumpats upp i dunkar vid respektive provplats. En dränkbar pump försedd med en slang sänktes ner från båt respektive is till önskat vattendjup. Därefter startades pumpen och vatten pumpades upp direkt i plastdunkar. Vatten pumpades även upp i ett separat plastkärl för kontroll av pH, temperatur, konduktivitet, och syre direkt i fält.



**Figur 7. Provpunkter för suspendat.**

Efter uppsamling av vatten transporterades dunkarna till en lokal inomhus för filtrering. Filtrering utfördes enligt metodik från Luleå tekniska universitet (Anders Widerlund) enligt nedan:

- Mätning av suspendatbelastning.*  
 På laboratoriet tas ca 2 l vatten ur dunk och vakuumpfiltreras med hjälp av en vakuumpump genom ett 47 mm 0,22 µm Milliporefilter GSWP 04700. Beroende på partikelmängden i vattnet filtreras ca. 1 – 3 l vatten. Filtren vägs på laboratoriet före och efter filtrering.
- Provtagning av "löst" fas och spårelement i suspendat.*  
 Före filtrering sköljs filterhållare och slangar noga med destillerat vatten och därefter med provvatten genom att detta pumpas genom slangar och filterhållare. Vatten tryckfiltreras genom filtren med peristaltisk pump. Slangarna från dunkarna till filterhållarna är av sili-

kon. 142 mm filter Millipore GSWP 142 50 0,22 µm monteras i två stycken filterhållare Geotech 142 mm Polycarbonate. Ca 0.5 l vatten filtreras genom filter (sköljning/"tvätt" av filter). Prov tas för "löst" fas på filtrerat vatten direkt i syradiskad provflaska då något tiotal liter filtrerats. Vatten filtreras till dess att filtret täpps igen (filterhållaren läcker). Total vattenvolym mäts genom att det filtrerade vattnet samlas upp i graderad mättdunk förutom de filtrerade prov som tas. De två filtren läggs ihop som ett prov, och total filtrerad vattenvolym mäts för båda filtren tillsammans. Filter läggs i fryspåsar märkta med providentitet och fryses.

- *Provtagning av huvudelement i suspendat.*

142 mm filter Millipore GSWP 142 50 0,22 µm monteras i två stycken filterhållare Geotech 142 mm Polycarbonate. Vatten från dunkarna tryckfiltreras genom filter med peristaltisk pump. Vatten filtreras till dess att filtret täpps igen och filterhållaren läcker. Total vattenvolym mäts genom att det filtrerade vattnet samlas upp i graderad mättdunk. De två filtren läggs ihop som ett prov, och total filtrerad vattenvolym mäts för båda filtren tillsammans. Filter läggs i fryspåsar märkta med providentitet och fryses.

Från laboratoriet rapporteras resultaten som total mängd av respektive element i suspendatet. Vid den efterföljande databearbetningen räknas mängderna om till halter. I föreliggande rapport redovisas endast beräknade halter. I bilaga 1 redovisas de analysdata som ligger till grund för beräkningen.

### 3.4. Analyser

Samtliga analyser som gjorts inom ramen för referensundersökningen har utförts av ALS Scandinavia (tidigare Analytica AB) i Luleå.

Ytvattenprover har analyserats avseende Ca, Fe, Mg, Na, S, Si, Al, Hg, Mn, Ni, P, Me-Hg och TOC. Analyserna har utförts på motsvarande sätt som ALS paket V-2 (ej Me-Hg).

Material som samlats upp i sedimentfällorna har analyserats med avseende på TS, invägd totalvikt, Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, Sr, Zr, S, Hg, Me-Hg och TOC. Metallerna har analyserats genom totalhaltsanalys motsvarande ALS paket MG-1. Bestämningen innebär att Hg och S har gjorts tillgängliga för analys genom uppslutning i mikrovågsugn med 7 M salpetersyra. För Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, Sr, och Zr har bestämning skett efter smältning i litiummetaborat följt av upplösning i utspädd salpetersyra. Slutbestämning av metallhalter har skett med ICP-AES och ICP-MS. Metylkvicksilver har analyserats enligt ALS egna framtagna metod efter isotoputspädning, extraktion och etylering.

Suspendat har analyserats avseende metaller enligt Analyticas paket M-2-susp och G-2-susp. M-2-susp används för att bestämma halterna av spårelement i suspendatet och har omfattat Hg, S och Me-Hg. Med paket G-2-susp bestäms halterna av huvudelement i suspendatet. Detta paket har omfattat Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti och Zr. Den lösta fasen analyseras avseende Ca, Fe, Mg, Na, S, Si, Al, Hg, Mn, Ni, P och Me-Hg, på samma sätt som ytvattenproverna.

### 3.5. Omfattning

Referensundersökningen har omfattat regelbunden provtagning av ytvatten samt suspendat (aktiv provtagning + sedimentfällor). I tabell 4 redovisas antalet provtagningstillfällen, antalet prover och antal analyser som genomförts.

**Tabell 4. Sammanställning av antalet provtagningstillfällen, prover och analyser som har genomförts inom ramen för referensundersökningen.**

Provtyp	Antal provtagningstillfällen	Antal prover	Antal analyser
Ytvatten	12	74	74
Suspendat (sedimentfällor)	4	16	16
Suspendat (aktiv)	4	12	12

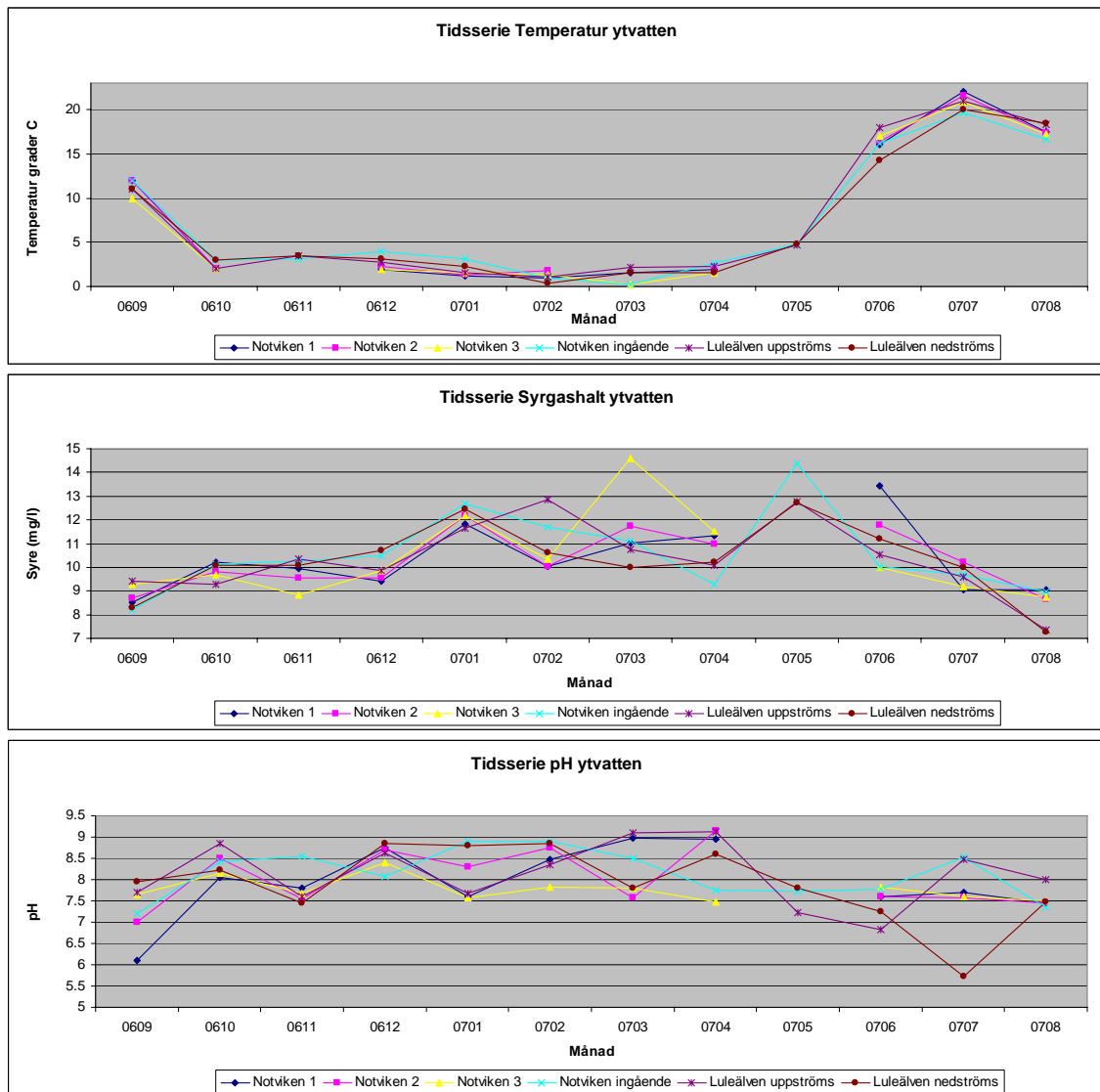
## 4. RESULTAT

I följande kapitel redovisas sammanställda resultat för ytvatten, sedimentfällor och suspendat. I bilaga 1 återfinns samtliga analysresultat (sammanställda) och i bilaga 2 återfinns analysoriginal från laboratoriet.

### 4.1. Ytvatten

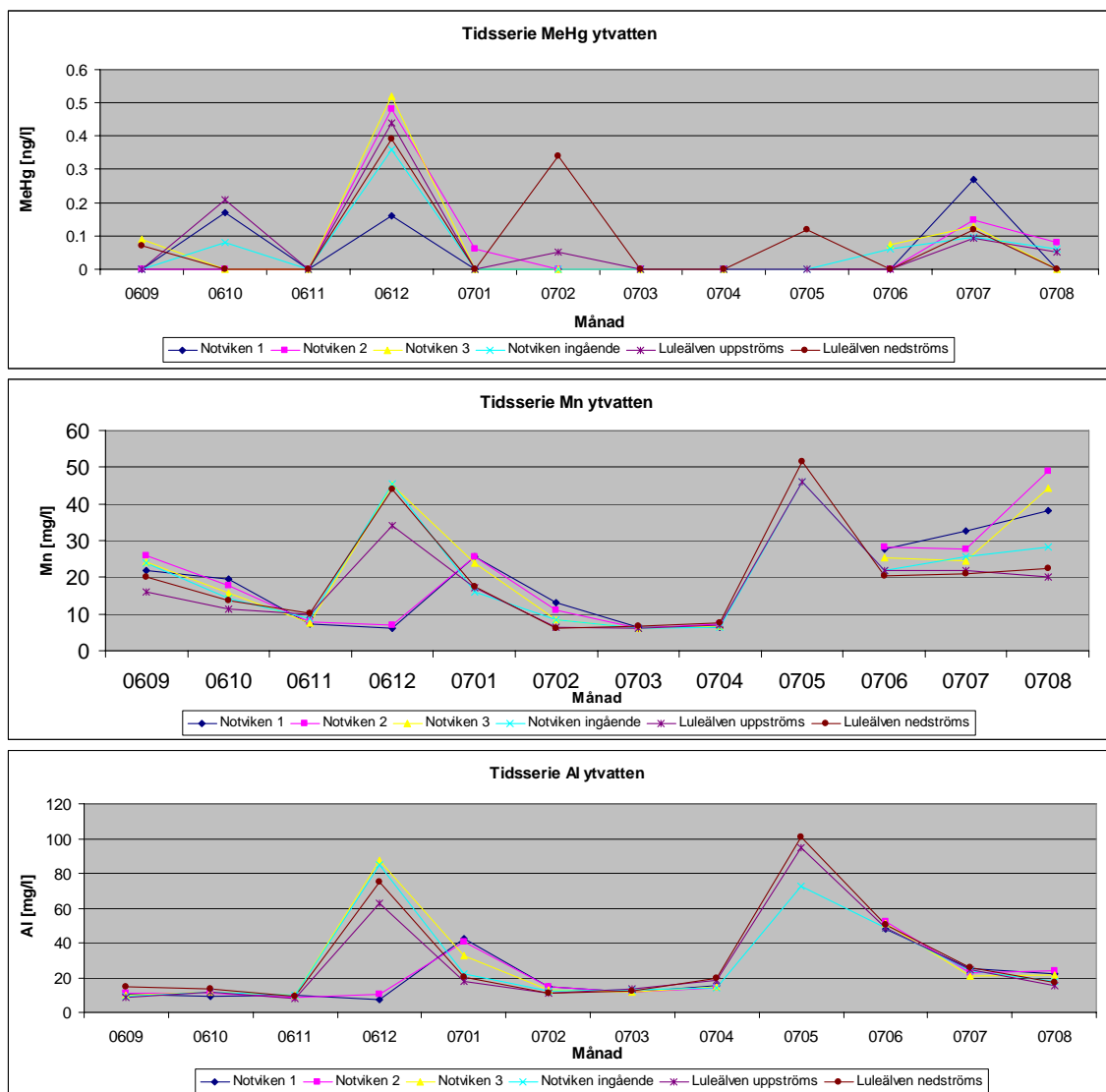
Speciellt noterbart i samband med provtagning under det aktuella mätåret (200609 till 200708) har varit att under december 2006 och januari 2007 var temperaturen ovanligt hög (se Figur 8 där en tidsserie för vattentemperaturen redovisas) och regnvädren frekventa. Så speciella förhållanden uppstod att det i december var islossning i älven. Vattenståndet varierade mycket och snabbt. I vattnet virvlade ovanligt mycket partiklar omkring, eventuellt beroende både på att det blåste ganska mycket så att skräp från omgivande land blåste ut i vattnet och att nivåfluktuationerna kan ha rivit loss mer partiklar från botten än normalt.

I Figur 8 presenteras tidsserier av syrgashalt och pH. Generellt kan sägas att syrgashalten i ytvattnet varierar mellan 8 och 13 mg/l. Således är syreförhållandena i de undersökta områdena i Notviken och Luleälven goda. pH varierar generellt mellan 7 och 9. Enstaka avvikande mätningar (ner mot pH 6) kan noteras för punkterna Notviken 1 och Luleälven uppströms.



**Figur 8. Variation av temperatur, syrgashalt och pH i ytvatten, samtliga provpunkter**

En sammanställning av analyserade ytvattenhalter återfinns i tabell 5. Vid samtliga mättillfällen utom ett har halterna av Hg i vattnet legat under rapporteringsgränsen 0,002 µg/l, vilket även är den naturliga bakgrundshalten i sjöar och vattendrag i norra Sverige (Naturvårdsverket, 1999). Notviken 1 är den enda punkt där kvicksilver över rapporteringsgräns påvisats. Vid denna enda analys där kvicksilverhalten låg över rapportgränsen (2007-07-03) var halten 0,0045 µg/l.



**Figur 9. Variation av MeHg, Mn och Al i ytwater, samtliga provpunkter**

I Figur 9 redovisas tidsvariationen av metylkvicksilver, mangan och aluminium. Halten av metylkvicksilver har legat under rapporteringsgränsen vid de flesta tillfällen med några undantag. Noterbart är att mätillfället i december 2006 visade på detekterbara halter av Me-Hg i samtliga mätpunkter, med toppnoteringen 0,52 ng/l i Notviken 3, samt 0,44 ng/l i referenspunkten Luleälven uppströms. Vid dessa tillfällen kan även högre halter av mangan och aluminium noteras. Detta kan möjligen förklaras med högt flöde på grund av mycket regn under de aktuella tiderna och läckage från brukad skogsmark, dvs. dikningseffekter m.m.



**Tabell 5. Resultat från provtagningarna av ytvatten i Notviken och Luleälven inom ramen för referensundersökningen. I tabellen redovisas medelvärde, standardavvikelse samt antal mätningar/analyser över rapporteringsgräns. Analyser under rapporteringsgräns har inte inkluderats i beräkningarna. Beräkningarna inkluderar mätvärden från samtliga nivåer.**

Parameter	Notviken 1			Notviken 2			Notviken 3		
	Medel	Std.av.	Antal	Medel	Std.av.	Medel	Std.av.	Antal	Antal
Temperatur [°C]	7,7	8,25	11	8,5	8,2	9	8,2	8,1	9
pH	7,9	0,8	11	8	0,7	11	7,8	0,3	11
Konduktivitet [mS/cm]	197	144	11	17835	163,2	11	189,4	156,2	11
Syre[mg/l]	10,4	1,5	11	10,3	1,2	11	10,4	1,8	11
Syre [%]	86,5	21,7	11	88,2	20,3	11	89	14,1	10
TOC [mg/l]	2,1	1,6	11	2,2	0,9	8	2,3	0,7	7*
Ca [mg/l]	3,5	0,7	11	3,4	0,6	11	3,4	0,6	11
Fe [mg/l]	0,1	0,1	11	0,1	0,08	11	0,1	0,1	11
Mg [mg/l]	1,4	1,5	11	1,3	1,2	11	1,4	1,2	11
Na [mg/l]	7,4	12,5	11	6,6	10,2	11	6,7	9,9	11
S [mg/l]	1,4	1,2	11	1,3	0,9	11	1,4	0,9	11
Si [mg/l]	1,4	0,3	11	1,4	0,3	11	1,5	0,3	11
Al [µg/l]	19,8	13,9	11	20,1	1,1	11	25,8	23,9	11
Hg [µg/l]	0,0045		1*	**			0,0067		1*
Mn [µg/l]	18,6	11,5	11	19,4	13,4	11	21	14	11
Ni [µg/l]	0,3	0,1	11	0,3	0,1	11	0,4	0,2	11
P [µg/l]	4,1	1,8	11	3,7	1,6	11	3,9	1,5	11
TOC [µg/l]	2,1	1,6	11	2,2	0,9	11	2,3	0,7	7*
N-tot [µg/l]	0,1	0,03	8	0,09	0,03	9	0,1	0,042	8*
Metyl-Hg	0,2	0,1	3*	0,2	0,2	4	0,3	0,2	3*

Parameter	Luleälven uppströms			Luleälven nedströms			Notviken ingående		
	Medel	Std.av.	Antal	Medel	Std.av.	Antal	Medel	Std.av.	Antal
Temperatur [°C]	7,4	7,6	12	7	7	12	9,6	6,9	12
pH	8,1	0,7	12	7,9	0,9	12	8,1	0,6	12
Konduktivitet [mS/cm]	158	96	12	178,3	75,9	12	394	666,9	12
Syre[mg/l]	10,4	1,5	12	10,3	1,5	12	10,6	1,7	12
Syre [%]	80,9	16,1	12	80,7	19,4	12	89,2	15,8	12
TOC [mg/l]	1,8	1,7	12	2,5	1,4	9	2,5	1,3	9
Ca [mg/l]	3,1	0,3	12	3,3	0,5	12	3,3	0,6	12
Fe [mg/l]	0,2	0,9	12	0,2	0,1	12	0,1	0,1	12
Mg [mg/l]	0,7	0,1	12	1,1	1	12	1,2	0,9	12
Na [mg/l]	1,1	0,2	12	4,5	8,5	12	5,8	7,7	12
S [mg/l]	0,8	0,2	12	1,1	0,8	12	1,3	0,7	12
Si [mg/l]	1,5	0,3	12	1,5	0,3	12	1,4	0,3	12
Al [µg/l]	28	17,7	12	30,9	29,3	12	28,4	25,9	12
Hg [µg/l]	**			**			**		
Mn [µg/l]	18,1	8,6	12	20,1	14,3	12	20,9	13,9	12
Ni [µg/l]	0,3	13,2	12	0,4	0,2	12	0,4	0,2	12
P [µg/l]	4,3	2,2	12	4,4	1,6	12	4,6	1,5	12
TOC [µg/l]	1,8	1,7	12	2,5	1,4	9*	2,5	1,3	9*
N-tot [µg/l]	0,2	1,4	11*	0,1	0,04	9*	0,1	1,6	8*
Metyl-Hg	0,2	0,1	4*	0,2	0,1	5*	0,1	0,1	6*

\* Övriga mätillfällen visar halter under rapporteringsgränsen

\*\* Samtliga mätillfällen visar halter under rapporteringsgränsen <0,002

## 4.2. Sedimentfällor

### 4.2.1. Allmänt om provtagningen

Basfakta om provtagningarna redovisas i Tabell 6.

**Tabell 6: Information om sedimentfällorna, installation och tömning.**

#### Information om provtagningspunkterna

	Vattendjup [m]	Installationsdjup under vattenytan övre fällan [m]	Installationsdjup över sedimentytan undre fällan [m]
Notviken 1	6	-	3
Notviken 2	3,5	-	1
Notviken 3	8	2	1
Gammelstad (uppströms)	4,5	-	2
Varvet (nedströms)	3,5	-	1

#### Information om provtagningen

	Utlagd	Tömd och utlagd	Tömd och utlagd	Tömd och utlagd	Tömd
Not 1					
Provtagningsdatum	2006-09-22	2006-12-14	2007-03-06	2007-06-04	2007-09-05
Antal dygn		83	83	90	87
Not 2					
Provtagningsdatum	2006-09-22	2006-12-14	2007-02-20	2007-06-04	2007-09-05
Antal dygn		83	69 *	104	87
Not 3					
Provtagningsdatum	2006-10-25	2006-12-14	2007-03-07	2007-06-04	2007-09-05
Antal dygn		50	84	89	87
Gammelstad (uppströms)					
Provtagningsdatum	2006-10-25	2007-01-16	2007-03-06	2007-06-04	2007-09-05
Antal dygn		83	83	90	87
Varvet (nedströms)					
Provtagningsdatum	2006-10-25	2007-01-16	2007-03-07	2007-06-05	2007-09-05
Antal dygn		83	84	-	88

\* Fällan Not 2 var försvunnen vid tömningstillfället i februari. En ny fälla placerades ut. Vid tömningstillfället i juni återfanns båda fällorna. Sedimentation för perioden december-februari kunde då beräknas genom att ta värdet från den gamla fällan minus den nya fällan.

\*\* Fällan Varvet var försvunnen vid tömningstillfället i juni. En ny fälla lades ut.

### 4.2.2. Resultat Luleälven uppströms – Gammelstadsfjärden

I tabell 7 redovisas en sammanställning över analyser av sedimentfällematerial. Kvicksilverhalten är jämn under året med undantag för provtagning i januari 2007 när halten ligger under rapportgränsen. Metylkvicksilverhalten är avsevärt högre vid analys gjord i september (representerar sediment som samlats sedan juni, d. v. s. under sommaren) än under resten av året. Lägst är den uppmätta metylkvicksilverhalten i mars vilket är naturligt då denna provtagning representerar perioden januari till mars, som är den kallaste perioden då den biologiska aktiviteten sannolikt är som lägst.

**Tabell 7. Sammanställning över analyser av sedimentfällematerial från provpunkten Luleälven uppströms (Gammelstadsfjärden).**

ELEMENT	SAMPLE	2007-01-16	2007-03-06	2007-06-04	2007-09-05
TS 50°C	%	7,9	2,92	18,1	28,8
Si	mg/kg TS	260000	272000	279000	271000
Al	mg/kg TS	69100	65800	69200	63200
Ca	mg/kg TS	17500	17900	19200	16500
Fe	mg/kg TS	53700	58100	54500	58300
K	mg/kg TS	22600	23800	24600	21900
Mg	mg/kg TS	12300	12000	12500	11100
Mn	mg/kg TS	3500	3460	3540	4060
Na	mg/kg TS	20100	20800	21600	19700
P	mg/kg TS	1240	1170	1150	1310
Ti	mg/kg TS	4020	4060	4330	3720
Hg	mg/kg TS	<0,1	0,0531	0,0654	0,0522
S	mg/kg TS	804	779	576	904
Sr	mg/kg TS	209	211	229	202
Zr	mg/kg TS	231	237	283	434
Metyl-Hg	ng/g	0,09	<0,05	0,103	0,94
TOC	%	3,6		2,9	4,1
Vikt torr	g	0,43	0,22	2,1	10,4
Dekanterad volym	ml	690	620	769	651

#### 4.2.3. Resultat Notviken 1

I tabell 8 redovisas en sammanställning över analyser av sedimentfällematerial.

**Tabell 8. Sammanställning över analyser av sedimentfällematerial från provpunkten Notviken 1.**

ELEMENT	SAMPLE	2006-12-14	2007-03-06	2007-06-04	2007-09-05
TS 50°C	%	4	0,42	8,8	21,9
Si	mg/kg TS	244000		250000	248000
Al	mg/kg TS	58100		60600	55400
Ca	mg/kg TS	15800		17100	13700
Fe	mg/kg TS	67100		69900	75700
K	mg/kg TS	21200		21200	18900
Mg	mg/kg TS	13700		12100	10700
Mn	mg/kg TS	5760		5780	8240
Na	mg/kg TS	31700		17500	16000
P	mg/kg TS	1620		1580	2040
Ti	mg/kg TS	3540		3760	3170
Hg	mg/kg TS	0,58	0,489	0,334	0,359
S	mg/kg TS	2590	1940	988	1260
Sr	mg/kg TS	208		201	172
Zr	mg/kg TS	208		206	197
Metyl-Hg	ng/g	0,12	<0,05	0,142	2,05
TOC	%	6		6,1	6,2
Vikt torr	g	0,7	0,06	1,12	8,6
Dekanterad volym	ml	713	787	712	568

Kvicksilverhalten är som högst under vintern med ett mätvärde på 0,58 mg/kg TS och avtar sedan under sommaren (0,334 mg/kg TS) i samband med metyleringen då förhöjda halter av me-

tylkvicksilver bildas. Halten metylkvicksilver är som högst 2,05 ng/g när sedimentfällan töms i september 2007.

#### 4.2.4. Resultat Notviken 2

I tabell 9 redovisas en sammanställning över analyser av sedimentfällematerial. I denna fälla ligger halten kvicksilver högre än högsta uppmätta halt i sedimentfälla 1 vid samtliga mättillfällen. Halten är lägre under sommaren än under vintern. Halten metylkvicksilver är högst under sommaren när den biologiska aktiviteten är hög och lägst under vintern.

**Tabell 9. Sammanställning över analyser av sedimentfällematerial från provpunkten Notviken 2.**

ELEMENT	SAMPLE	2006-12-14	2007-06-04	2007-06-04*	2007-09-05
TS 50°C	%	1,9	10,7	9,5	12,7
Si	mg/kg TS	207000	238000	233000	245000
Al	mg/kg TS	48300	56900	53100	50900
Ca	mg/kg TS	14400	16000	15100	13300
Fe	mg/kg TS	64800	65900	67300	71200
K	mg/kg TS	17800	19900	18600	17500
Mg	mg/kg TS	13000	11400	10900	10200
Mn	mg/kg TS	5860	5250	5810	8330
Na	mg/kg TS	33400	16300	14900	14600
P	mg/kg TS	1640	1570	1560	1600
Ti	mg/kg TS	3010	3430	3230	2950
Hg	mg/kg TS	0,969	0,626	0,761	0,814
S	mg/kg TS	3040	1120	1300	1360
Sr	mg/kg TS	185	185	173	159
Zr	mg/kg TS	159	183	162	178
Metyl-Hg	ng/g	0,12	0,408	0,351	1,46
TOC	%	16,4	7,4	8,8	7,7
Vikt torr	g	0,8	0,83	1,07	6
Dekanterad volym	ml	655	669	770	602

\*Gamla fällan

#### 4.2.5. Resultat Notviken 3

I tabell 10 och 11 redovisas en sammanställning över analyser av sedimentfällematerial. Halten kvicksilver i de båda fällorna är liknande. Den är högre under vintern och minskar under sommaren. Metylkvicksilverhalten är lägre under vintern och har en topp under sommaren i båda fällorna. Halten metylkvicksilver är dock avsevärt högre i den undre fällan jämfört den övre vid detta tillfälle.

**Tabell 10. Sammanställning över analyser av sedimentfällematerial från provpunkten Notviken 3 övre fällan.**

ELEMENT	SAMPLE	2006-12-14	2007-03-07	2007-06-04	2007-09-05
TS 50°C	%	2,6	0,37	12,3	11
Si	mg/kg TS	241000		241000	234000
Al	mg/kg TS	56400		55900	46700
Ca	mg/kg TS	15600		15900	13400
Fe	mg/kg TS	66900		64700	74300
K	mg/kg TS	20300		19500	16200
Mg	mg/kg TS	13300		11400	9740
Mn	mg/kg TS	7370		5640	13600
Na	mg/kg TS	27400		15800	13200
P	mg/kg TS	1640		1330	1700
Ti	mg/kg TS	3460		3410	2670
Hg	mg/kg TS	0,577	0,282	0,452	0,569
S	mg/kg TS	2450	1470	1080	1330
Sr	mg/kg TS	199		180	153
Zr	mg/kg TS	195		180	153
Metyl-Hg	ng/g	0,11	<0,05	0,292	0,34
TOC	%	6,7		6,9	8,3
Vikt torr	g	0,5	0,05	1,15	4,3
Dekanterad volym	ml	658	687	762	571

**Tabell 11. Sammanställning över analyser av sedimentfällematerial från provpunkten Notviken 3 undre fällan.**

ELEMENT	SAMPLE	2006-12-14	2007-03-07	2007-06-04	2007-09-05
TS 50°C	%	11,7	0,76	15	17,4
Si	mg/kg TS	251000		250000	242000
Al	mg/kg TS	60200		63300	55200
Ca	mg/kg TS	16100		17000	14000
Fe	mg/kg TS	68500		67900	78700
K	mg/kg TS	21600		22100	18800
Mg	mg/kg TS	13000		13400	11300
Mn	mg/kg TS	9600		6750	8430
Na	mg/kg TS	21000		20400	16200
P	mg/kg TS	1820		1430	2020
Ti	mg/kg TS	3640		3850	3150
Hg	mg/kg TS	0,749	0,211	0,392	0,494
S	mg/kg TS	1580	5910	1000	2210
Sr	mg/kg TS	212		214	180
Zr	mg/kg TS	218		210	174
Metyl-Hg	ng/g	0,51	<0,05	0,34	3,19
TOC	%	6,4		4,7	6,9
Vikt torr	g	0,7	0,11	1,34	6,1
Dekanterad volym	ml	639	777	638	648

#### 4.2.6. Resultat Luleälven nedströms - Varvet

I Tabell 12 redovisas en sammanställning över analyser av sedimentfällematerial. Kvicksilverhalten är högre under vintern (tömning i januari och mars) än under sommaren (tömning i sep-

tember). Uppmätta halter är relativt låga jämfört med halter uppmätta i Notviken 1, 2 och 3. Metylkviksilverhalten ligger i vinterns mätningar under rapporteringsgränsen. Under sommaren har en halt på 0,19 ng/g mätts upp.

**Tabell 12. Sammanställning över analyser av sedimentfällematerial från provpunkten sedimentfällorna varvet.**

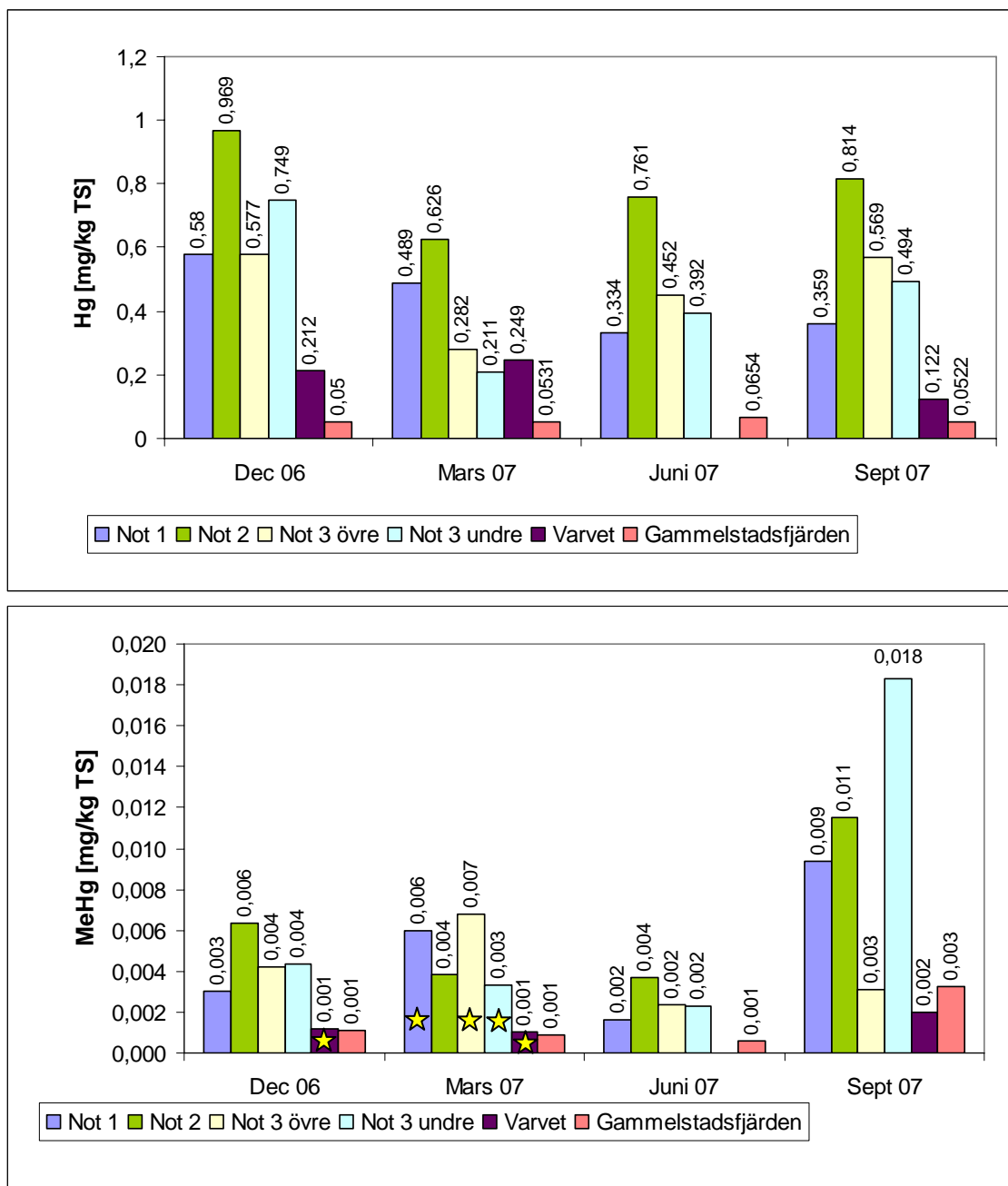
ELEMENT	SAMPLE	2007-01-16	2007-03-07	2007-09-05
TS 50°C	%	2,1	2,48	9,7
Si	mg/kg TS	245000	272000	239000
Al	mg/kg TS	64400	65900	52700
Ca	mg/kg TS	17000	18200	14700
Fe	mg/kg TS	64500	56500	82300
K	mg/kg TS	21300	24700	17800
Mg	mg/kg TS	13100	12500	10800
Mn	mg/kg TS	4240	3530	13000
Na	mg/kg TS	20700	22600	15300
P	mg/kg TS	1560	1240	1470
Ti	mg/kg TS	3820	4140	3010
Hg	mg/kg TS	0,212	0,249	0,122
S	mg/kg TS	1540	866	1270
Sr	mg/kg TS	209	226	179
Zr	mg/kg TS	226	259	182
Metyl-Hg	ng/g	<0,05	<0,05	0,19
TOC	%	4,4	2,3	7
Vikt torr	g	0,27	0,36	3
Dekanterad volym	ml	659	732	731

#### 4.2.7. *Figurer kvicksilver och metylkvicksilver*

Tidsserier för kvicksilver och metylkvicksilver från fällorna redovisas nedan i Figur 10. Halten kvicksilver är relativt jämn under året i fällorna Notviken 1 och Notviken 2. I Notviken 3, både i övre och i undre fällan, fluktuerar halten mer under året. Gemensamt för dessa fällor är att de tenderar att ha högst halt vid tömning i december och lägre halt under mars och juni. Referensfällorna Varvet och Gammelstadsfjärden uppvisar halter som är jämna under året och för Gammelstadsfjärden dessutom mycket låga. Vid nästan samtliga mätningar ligger kvicksilverhalten högre inne i Notviken jämfört med fällorna i Gammelstadsfjärden och vid Varvet.

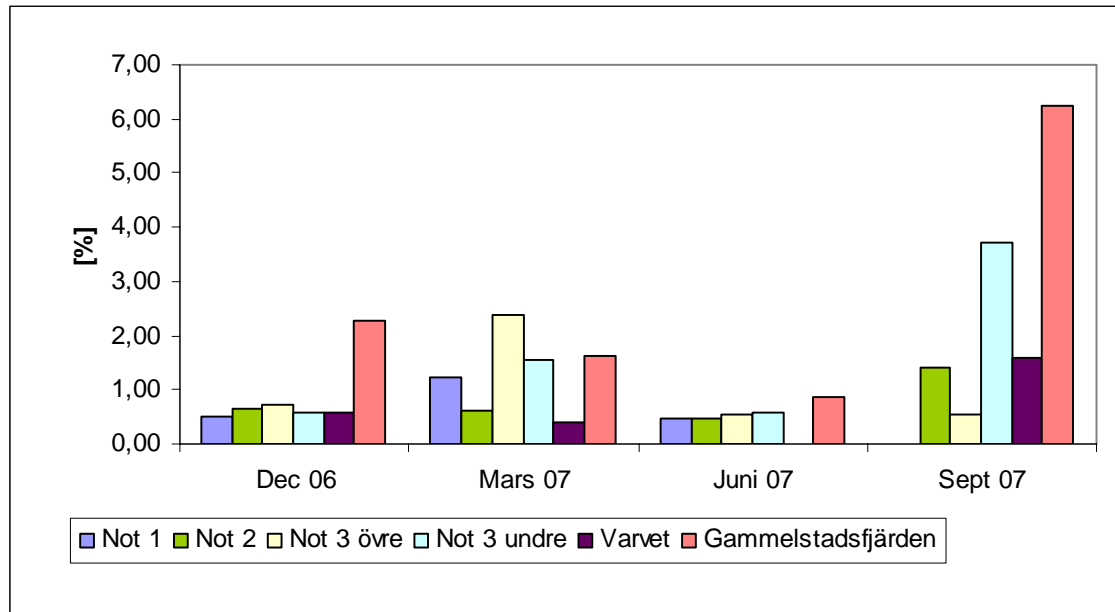
I diagrammen kan det tydligt ses att halten metylkvicksilver är högre under årets varmaste tid (september 2007) för samtliga provpunkter utom den övre fällan i Notviken 3. Tömningen i september speglar sedimentationen som skett från juni till och med augusti. Då metyleringen generellt gynnas av högre temperaturer är detta resultat inte anmärkningsvärt. Tydligast är haltökningen i den undre fällan i Notviken 3. Halten under sommarperioden är i storleksordningen 5-6 gånger högre än vid tidigare mätningar.

En jämförelse inom och utanför Notviken visar generellt att metylkvicksilverhalten är högre i fällorna inne i viken.



**Figur 10. Tidsserier kvicksilver och metylkviksilver i samtliga sedimentfällor. För Hg har värden under rapportgränsen <0,1 mg/kg TS ersatts med värdet 0,05 mg/kg TS. För MeHg har alla halter räknats om från ng/g till mg/kg TS. I de fall uppmätta halter legat under rapportgränsen <0,05 ng/g har beräkning utförts med värdet 0,025 ng/g. Dessa mätvärden har markerats med en ☆ på respektive stapel i diagrammet. (Fälla Varvet saknades vid tömning i juni 2007).**

I Figur 11 visas ett diagram över hur stor andel av total mängd kvicksilver som metylkviksilver utgör. I de flesta av mätningarna uppgår andelen metylkviksilver till mindre än 1 % av totalkvicksilverinnehållet. Undantag finns från detta, framförallt i Gammelstadsfjärden. Andelen metylkviksilver ökar under årets varmare period (september 2007), vilket stämmer väl med teorin att metylering gynnas av högre temperaturer. De högsta andelarna av metylkviksilver återfanns i fällorna i Gammelstadsfjärden och Notviken 3, undre fällan.



Figur 11. Metylkviksilvers andel av totalkvicksilver. Vid beräkning har värdet 0,025 ng/g använts i de fall uppmätt metylkvicksilverhalt legat under rapportgräns (<0,05 ng/g) och värdet 0,05 mg/kg TS i de fall kvicksilverhalten legat under rapportgränsen <0,1 mg/kg TS.

### 4.3. Suspendat

#### 4.3.1. Allmänt om provtagningen

Basfakta om suspendatprovtagningen redovisas i tabell 13.

Tabell 13. Information om provtagningspunkter samt provtagningsdatum för suspendat.

Information om provtagningspunkten	
	Provtagningsdjup under vattenytan [m]
Notviken 1	~6
Notviken 2	~3,5
Notviken 3	~8

Information om provtagningen				
	Provtagning	Provtagning	Provtagning	Provtagning
Provtagningsdatum	2006-12-01	2007-03-06	2007-06-04	2007-09-05
Provtagningsdatum	2006-12-02	2007-03-05	2007-06-04	2007-09-05
Provtagningsdatum	2006-12-03	2007-03-05	2007-06-05	2007-09-05



I tabell 14 redovisas en sammanställning över uppmätta fältparametrar vid suspendatprovtagningen.

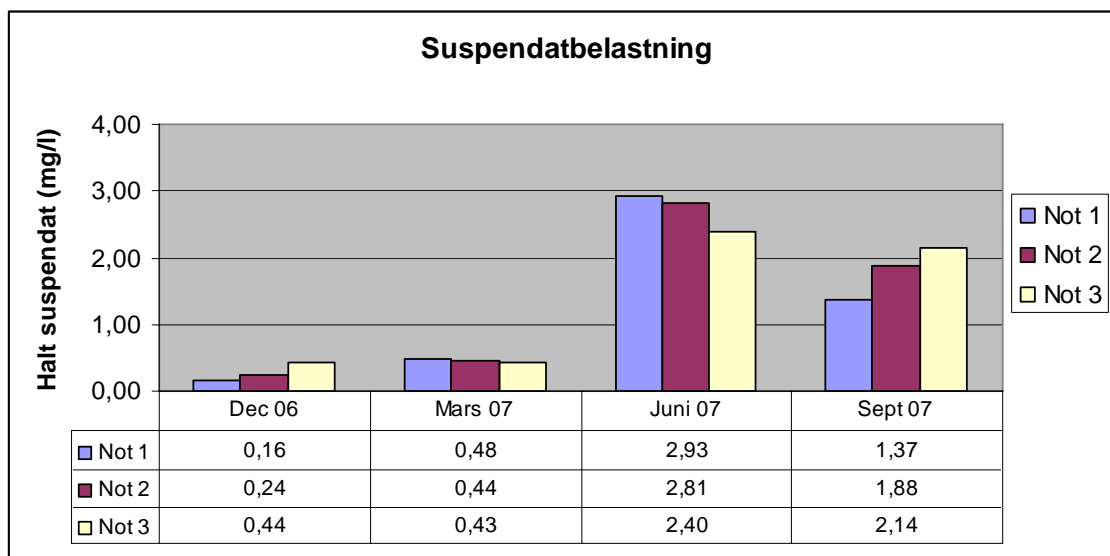
**Tabell 14. Sammanställning av fältmätningar i samband med suspendatprovtagning.**

<b>Provtagning</b>	<b>Notviken 1</b>	<b>Notviken 2</b>	<b>Notviken 3</b>
<b>December 2006</b>			
pH [-]	5,8	7,5	6,8
Konduktivitet [ $\mu$ S/cm]	29	29	29
Temperatur [oC]	0,2	0,1	0
Syre [mg/l]	11,3	11,7	13,6
<b>Mars 2007</b>			
pH [-]	7,3	7,6	7,8
Konduktivitet [ $\mu$ S/cm]	36	36	6
Temperatur [oC]	-0,2	-	0,2
Syre [mg/l]	17,6	11,7	14,6
<b>Juni 2007</b>			
pH [-]	7,6	7,6	7,8
Konduktivitet [ $\mu$ S/cm]	35	31	422
Temperatur [oC]	16	16,4	17
Syre [mg/l]	13,4	11,8	10
<b>September 2007</b>			
pH [-]	7,7	7,3	7,2
Konduktivitet [ $\mu$ S/cm]	72	71	71
Temperatur [oC]	12,3	12,2	12,4
Syre [mg/l]	8,9	8,9	6,2

#### 4.3.2. *Suspendatbelastningen i Notviken*

Suspendatbelastningen (i princip ett mått på mängden partikulärt material/känd volymenhet) i Notviken under de olika årstiderna redovisas i Figur 12.

Generellt är suspendatbelastningen som högst under och sommaren (juni) och som lägst under vintern (december). Vid provtagning i mars och september (tidig vår och tidig höst) ligger suspendatbelastningen något högre än under vintern men lägre än under sommaren. Att mängden suspendat är högst i juni verkar trovärdigt eftersom primärproduktionen är som högst under sommaren när vattnet är som varmast. Under vintern sker ingen direkt tillväxt och viken är istäckt så vattenmassorna påverkas inte mycket av väder och vind, dvs. att det inte sker någon tillförsel av partiklar från land och heller ingen direkt omrörning vilket kan märkas på låga halter vid provtagning i december och mars.



**Figur 12.** Suspendatbelastningen vid de olika provtagningsstationerna Not 1, Not 2 och Not 3 under ett år.

#### 4.3.3. Notviken 1

Beräknade metallhalter i suspendatet redovisas i tabell 15. De data som ligger till grund för beräkningen återfinns i bilaga 1. Generellt kan det konstateras att halterna av kvicksilver och metylkviksilver legat under rapporteringsgräns. Undantaget gäller den sista provtagningen, september 2007, då både kvicksilver och metylkviksilver låg över rapporteringsgräns.

**Tabell 15.** Beräknade halter i suspendat i Notviken 1 på säsongsbasis. Kviksilver och metylkviksilver har markerats eftersom de utgör de huvudsakliga föroreningselementen. Då något mätvärde varit under rapporteringsgränsen har resultatet markerats med fet och kursiv stil.

Element (ug/g tot-susp)	December 2006	Mars 2007	Juni 2007	September 2007
Si	119 000	65 000	145 000	576 000
Al	21 200	20 500	37 600	108 000
Ca	34 500	15 000	17 100	67 300
Fe	188 000	102 000	115 000	462 000
K	21 800	10 400	13 800	43 800
Mg	12 600	7 780	9 360	29 700
Mn	11 100	3 000	4 330	68 300
Na	13 900	5 570	9220	43 700
P	25 100	7 500	3 500	33 400
Ti	1 000	1 140	1 690	5 950
Zr	73,5	26,4	66,1	242
Hg	<b><i>1,36</i></b>	<b><i>0,474</i></b>	<b><i>0,403</i></b>	0,956
S	11 800	3 580	3 240	2 950
Metyl-Hg	<b><i>0,060</i></b>	<b><i>2,372</i></b>	0,002	0,007

I tabell 16 redovisas en beräkning av andelen av respektive element i löst form. Kviksilver föreligger enligt data främst i löst form med undantag för sommaren när andelen löst kvicksilver är mindre. För metylkviksilver gäller att det förekommer till största delen i partikulär form under våren och i löst fas under sommar, höst och vinter. Siffrorna bör dock tolkas med försiktighet.

het eftersom halterna i både löst och partikulär form har legat under rapporteringsgränsen vid flertalet provtagningstillfällen (halva rapporteringsgränsen har då använts i beräkningarna).

**Tabell 16. Andelen lösta element vid Notviken 1 på säsongsbasis. Kvicksilver och metylkvicksilver har markerats eftersom de utgör de huvudsakliga föroreningselementen. Då något mätvärde varit under rapporteringsgränsen har resultatet markerats med fet och kursiv stil.**

Element (% löst)	December 2006	Mars 2007	Juni 2007	September 2007
Si	98,6	97,9	81,8	67,7
Al	55,0	32,2	19,1	4,4
Ca	99,8	99,8	98,3	97,3
Fe	34,4	30,2	29,7	11,3
K	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	99,7	99,5	96,5	97,2
Mn	62,4	77,6	59,1	1,1
Na	99,8	99,8	98,5	99,2
P	11,2	49,8	15,0	3,4
Ti	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	<b>82,3</b>	<b>81,5</b>	<b>45,9</b>	75,8
S	28,9	99,8	0,0	99,7
Metyl-Hg	<b>72,3</b>	<b>4,2</b>	<b>78,0</b>	<b>72,7</b>

#### 4.3.4. Notviken 2

I tabell 17 redovisas beräknade metallhalter i punkten Notviken 2. De data som ligger till grund för beräkningen återfinns i bilaga 1. För kvicksilver har halterna legat under rapporteringsgräns vid samtliga tillfällen utom september 2007. För metylkvicksilver har halterna legat över rapporteringsgräns vid tre av fyra tillfällen. Anmärkningsvärt är att halten var som högst i december.

**Tabell 17. Beräknade metallhalter i suspendat i Notviken 2 på säsongsbasis. Kvicksilver och metylkvicksilver har markerats eftersom de utgör de huvudsakliga föroreningselementen. Då något mätvärde varit under rapporteringsgränsen har resultatet markerats med fet och kursiv stil.**

Element (ug/g tot-susp)	December 2006	Mars 2007	Juni 2007	September 2007
Si	96 200	76 000	155 000	442 000
Al	33 600	25 500	39 400	79 200
Ca	30 200	16 600	17 900	45 600
Fe	318 000	111 000	118 000	304 000
K	17 000	12 600	14 100	34 100
Mg	11 500	9 000	9 200	21 800
Mn	6 960	2 780	5 600	53 400
Na	9 960	5 420	9 600	32 500
P	19 300	7 840	3 300	26 000
Ti	1 420	1 490	1 800	4 280
Zr	69,0	35,7	66,5	168
Hg	<b>1,01</b>	<b>0,51</b>	<b>0,27</b>	<b>0,18</b>
S	6 820	4 210	2 970	1 980
Metyl-Hg	0,042	<b>2,557</b>	0,002	0,005

I tabell 18 redovisas en beräkning av andelen löst form av respektive element. Kvicksilver föreligger enligt data främst i löst form med undantag för sommaren när andelen löst kvicksilver är mindre. För metylkvicksilver gäller att det förekommer till största delen i partikulär form under våren och i löst fas under sommar, höst och vinter. Siffrorna bör dock tolkas med försiktighet eftersom halterna i både löst och partikulär form har legat under rapporteringsgränsen vid flertalet provtagningstillfällen (halva rapporteringsgränsen har då använts i beräkningarna).

**Tabell 18. Andelen lösta element vid Notviken 2 på säsongsbasis. Kvicksilver och metylkvicksilver har markerats eftersom de utgör de huvudsakliga föroreningselementen. Då något mätvärde varit under rapporteringsgräns har resultatet markerats med fet och kursiv stil.**

Element (% löst)	December 2006	Mars 2007	Juni 2007	September 2007
Si	98,4	97,4	81,1	64,6
Al	46,4	27,8	18,4	3,4
Ca	99,8	99,8	98,2	97,4
Fe	30,4	41,1	27,9	8,9
K	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	99,6	99,5	96,6	97,1
Mn	67,4	80,9	46,9	0,7
Na	99,8	99,8	98,4	99,1
P	9,8	12,5	14,3	3,2
Ti	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Hg</b>	<b>80,7</b>	<b>81,5</b>	<b>57,1</b>	<b>91,1</b>
S	32,2	30,7	0,0	99,7
<b>Metyl-Hg</b>	<b>71,3</b>	<b>3,4</b>	<b>81,4</b>	<b>72,8</b>

#### 4.3.5. Notviken 3

I tabell 19 redovisas beräknade metallhalter av respektive element i suspendatet. De data som ligger till grund för beräkningen återfinns i bilaga 1. Återigen kan det konstateras att kvicksilverhalten legat under rapporteringsgränsen utom vid septemberprovtagningen.

**Tabell 19. Beräknade metallhalter i suspendat i Notviken 3 på säsongsbasis. Kvicksilver och metylkvicksilver har markerats eftersom de utgör de huvudsakliga föroreningselementen. Då något mätvärde varit under rapporteringsgränsen har resultatet markerats med fet och kursiv stil.**

Element (ug/g tot-susp)	December 2006	Mars 2007	Juni 2007	September 2007
Si	96 200	76 000	155 000	442 000
Al	33 600	25 500	39 400	79 200
Ca	30 200	16 600	17 900	45 600
Fe	318 000	111 000	118 000	304 000
K	17 000	12 600	14 100	34 100
Mg	11 500	8 970	9 190	21 800
Mn	6 960	2 780	5 600	53 400
Na	9 960	5 420	9 590	32 500
P	19 300	7 840	3 320	25 900
Ti	1 420	1 490	1 780	4 280
Zr	69,0	35,7	66,5	167
Hg	<b>1,00</b>	<b>0,511</b>	<b>0,267</b>	<b>0,177</b>
S	6 820	4 210	2 970	1 980
Metyl-Hg	0,042	2,56	0,002	0,005

I tabell 20 redovisas en beräkning av andelen löst form för respektive element. Kvicksilver föreligger enligt data främst i löst form. Andelen löst kvicksilver är störst under hösten. För metylkvicksilver gäller att det förekommer till största delen i partikulär form under våren och till största delen i löst fas under sommar, höst och vinter. Siffrorna bör dock tolkas med försiktighet eftersom halterna i både löst och partikulär form har legat under rapporteringsgränsen vid flertalet provtagningstillfällen (halva rapporteringsgränsen har då använts i beräkningarna).

**Tabell 20. Andelen lösta element vid Notviken 3 på säsongsbasis. Kvicksilver och metylkvicksilver har markerats eftersom de huvudsakliga utgör föroreningselementen. Då något mätvärde varit under rapporteringsgräns har resultatet markerats med fet och kursiv stil.**

Element (% löst)	December 2006	Mars 2007	Juni 2007	September 2007
Si	98,4	97,4	81,1	64,6
Al	46,4	27,8	18,4	3,4
Ca	99,8	99,8	98,2	97,4
Fe	30,4	41,1	27,9	8,9
K	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	99,6	99,5	96,6	97,1
Mn	67,4	80,9	46,9	0,7
Na	99,8	99,8	98,4	99,1
P	9,8	12,5	14,3	3,2
Ti	0,0	0,0	0,0	0,0
Zr	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	<b>80,7</b>	<b>81,5</b>	<b>57,1</b>	91,1
S	32,2	30,7	0,0	99,7
Metyl-Hg	<b>71,3</b>	<b>3,4</b>	<b>81,4</b>	<b>72,8</b>

## 5. Referenser

Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. ISBN 91-620-4913-5.



# **Del av huvudstudie av förorenade sediment inom fastighet Karlsvik 1:1 i Notviken, Luleå kommun**

## **Karlshäll 2007:07**

### **Kompletterande biologiska undersökningar 2006/2007**

**Rapport till Luleå kommun 2007-03-16  
Reviderad 2007-09-20**

**Torbjörn Johnson**



#### **RAPPORT**

Utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT *issued by an Accredited Laboratory*

Laboratorier ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17 025 (2000). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

Pelagia Miljökonsult AB .....  
Torbjörn Johnson, ansvarig utgivare

---

Pelagia Miljökonsult AB, Sjöbod 2, Strömpilsplatsen 12, 907 43 Umeå, Sweden  
Telefon 090-702170 (+46 90 702170) Fax 090-702179 (+46 90 702179) E-mail [t.johnson@pelagia.se](mailto:t.johnson@pelagia.se)  
[www.pelagia.se](http://www.pelagia.se) Organisationsnummer 556643-3917

## **Innehållsförteckning**

<b>Sammanfattning</b>	<b>3</b>
<b>1. Bakgrund</b>	<b>4</b>
<b>2. Material och metoder</b>	<b>4</b>
2.1 Kvicksilverhalter i snäckor	5
2.2 Kvicksilverhalter i chironomider	7
2.3 Kvicksilverhalter i abborre av konsumtionsstorlek	7
2.4 Kvicksilverhalter i gädda av konsumtionsstorlek	7
2.5 Mundelsskador på sedimentlevande fjädermygglarver	7
2.6 Bestämning av trofigrad utifrån växtplanktonprov	8
<b>3. Resultat och diskussion</b>	<b>8</b>
3.1 Kvicksilverhalter i snäckor	8
3.2 Kvicksilverhalter i chironomider	10
3.3 Kvicksilverhalter i abborre av konsumtionsstorlek	10
3.4 Kvicksilverhalter i gädda av konsumtionsstorlek	12
3.5 Mundelsskador på sedimentlevande fjädermygglarver	14
3.6 Bestämning av trofigrad utifrån växtplanktonprov	14
3.7 Eventuellt fortsatta undersökningar	15
<b>4. Sammanfattande diskussion</b>	<b>15</b>
<b>5. Referenser</b>	<b>16</b>

## **Bilaga 1. Växtplanktonundersökning**

## Sammanfattning

Pelagia Miljökonsult AB har utfört undersökningar under 2006/2007 av kvicksilver i bottendjur och abborre av konsumtionsstorlek samt av mundelsskadefrekvens på fjädermygglarver från Notviken och ett referensområde vid Avan och S Sunderbyn. Ett växtplanktonprov har även analyserats från Notviken för att få en uppfattning om trofigrad (näringssrikedom) då bildandet av metylkvicksilver, som är en mycket giftig form av kvicksilver, är beroende av näringstillstånd.

Kvicksilverhalten i snäckor var 5 – 6 gånger högre i Notviken jämfört med det lokala referensområdet. I ett prov av fjädermygglarver (chironomider) från Notviken uppmättes minst 3 gånger högre kvicksilverhalt jämfört med ett prov från S Sunderbyn.

I abborrar fångade genom pimpelfiske i Notviken uppmättes signifikant högre kvicksilverhalt jämfört med abborrar från Avan. Skillnaden var dock inte lika stor som på småabborre som konstaterades vid undersökningarna 2004. Kvicksilverhalten i gäddor från Notviken (normerade till enkilosgäddor) var också signifikant högre än i gäddor från Avan och S Sunderbyn.

Varken i Notviken eller i referensområdet återfanns några fjädermygglarver med mundelsskador. Antalet undersökta djur var dock för litet för att säkerställa att mundelsskador inte förekom.

Det växtplanktonprov som analyserades indikerar att det råder näringsfattiga, oligotrofa, förhållanden i Notviken.

Sammantaget visade alla biologiska undersökningar, utom mundelsskadefrekvens på fjädermygglarver, på en tydlig påverkan av kvicksilver.



## 1 Bakgrund

I Karlshäll har en slipmassefabrik varit i drift mellan åren 1912 till 1962. Vid tillverkning av träslipmassa för pappersframställning användes under perioden 1952 till 1962 fenylkvicksilver acetat i processen för att förhindra svamp- och mögelangrepp. Tillsammans med träfiber släpptes kvicksilver ut i Notviken. Flera undersökningar från 1989 och framåt har visat att sedimentet är påverkat av kvicksilver och under 2004 – 2005 genomfördes en förstudie som visade att:

- Fibersediment återfinns främst i den sydvästra delen av viken
- Fibersedimenten är kraftigt förorenade av kvicksilver
- Resuspension av fibersediment är betydande och ingen överlagring tycks förekomma
- Transporten av kvicksilver från området är sannolikt betydande
- Området placerades i riskklass 1 enligt Naturvårdsverkets MIFO-modell

Luleå kommun genomför därför en komplett huvudstudie enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual. Projektgruppen består av representanter från kommunen och länsstyrelsen. Adjungerade till projektgruppen är projektstöd från SGU och generalkonsulten Envipro Miljöteknik.

Syftet med denna undersökning är att utreda om det föreligger någon miljöpåverkan på ekosystemet och om kvicksilvret utgör någon hälsorisk för människan. Därför utför Luleå kommun undersökningar inför eventuella saneringsåtgärder i området. Som ett led i detta uppdrogs åt Pelagia Miljökonsult AB att utföra en undersökning av kvicksilver i bottendjur och abborre av konsumtionsstorlek samt av mundelsskadefrekvens på fjädermygglarver från Notviken och ett referensområde vid Avan och S Sunderbyn. Tidigare undersökningar har visat på höga kvicksilverhalter i småabborre i Notvikenområdet. Avan och S Sunderbyn ligger uppströms Notviken i Lule älv och utgör lokala referensområden. Ett växtplanktonprov har även analyserats från Notviken för att få en uppfattning om trofograd (näringsskadedom) då bildandet av metylkvicksilver, som är en mycket giftig form av kvicksilver, är beroende av näringstillstånd. Slutligen utvärderas resultaten från en toxicitetstest på musselkräftor (ostracodtest) exponerade för sediment från Notviken och S Sunderbyn.

Målsättningen för undersökningarna är att kunna belägga om det föreligger några skillnader eller inte mellan Notviken och det lokala referensområdet.

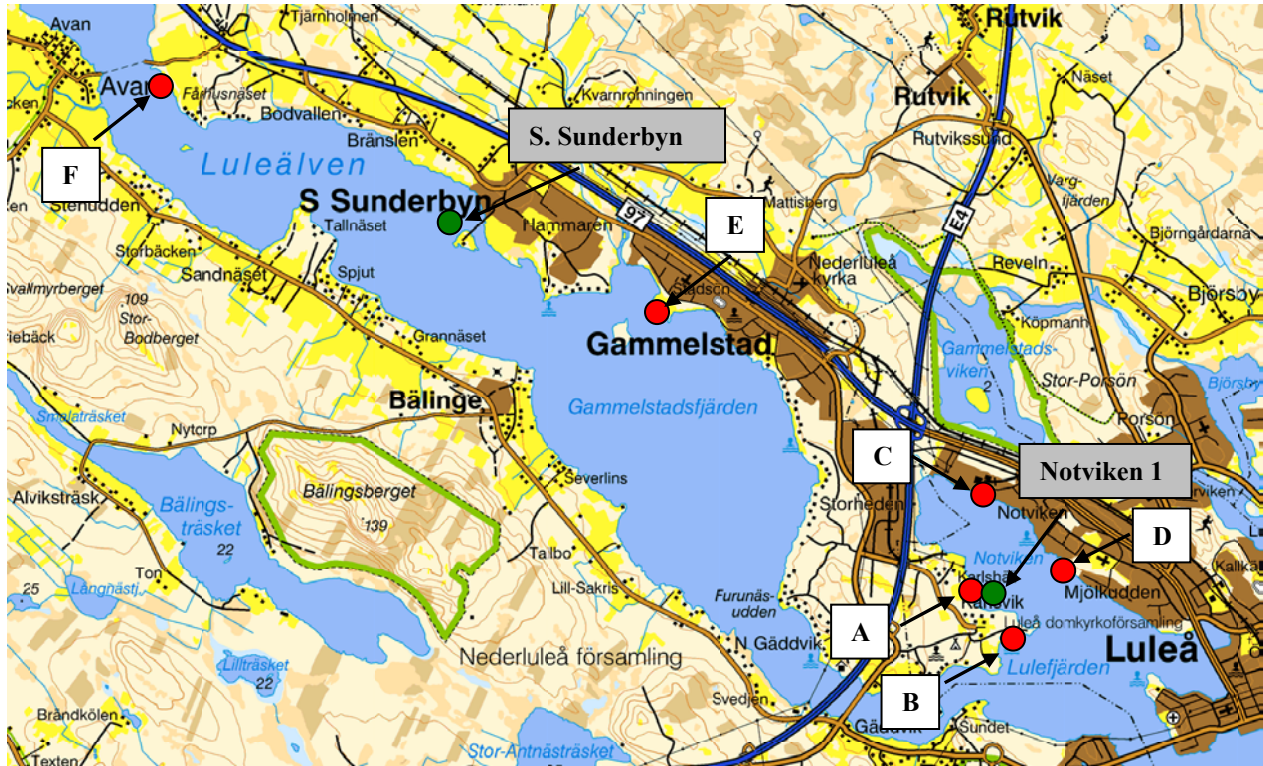
Brister och osäkerheter kan alltid finnas i denna typ av undersökningar. Bland annat är det ofta svårt att få önskvärda provmängder för analys eller tillräckligt antal prov för att erhålla önskad statistisk styrka i utförda beräkningar. Detta på grund av att det är mycket resurskrävande att samla in tillräckligt antal djur. Å andra sidan kan resultaten vara ett ”kvitto” på i vilken grad de aktuella föroreningarna är tillgängliga för djur och växter i området.

## 2 Material och metoder

Pelagia Miljökonsult är bland annat ackrediterat laboratorium för provtagning av miljögifter i biota samt för provtagning och analys av växtplankton. Arbetet följer standards och egna metodbeskrivningar som kontrollerats och godkänts av Swedac.

## 2.1 Kvicksilverhalter i snäckor

Vid analysen användes snäckor av släktena *Radix* och *Stagnicola* (tidigare *Lymnaea*) (Figur 2 & 3). Orsaken till att flera arter användes var svårigheten att få ihop tillräcklig mängd att analysera på alla lokaler. Tidigare undersökningar har visat att skillnaderna i halter mellan olika arter är små (Björklund 1985). Insamlingen genomfördes på totalt sex lokaler i området, utmärkta med röda punkter på kartan i Figur 1. Tabell 1 visar lokalkoordinaterna för provtagningslokalerna.



Figur 1. Karta över provtagningsområdet. Röda prickar visar lokalerna för snäckor och gröna för fjädermyggor (chironomider).

Tabell 1. Lokalkoordinater som visar ändpunkterna på de provtagna strandsträckorna.

Beteckning	Lokal	X – Y-koordinater	X – Y-koordinater
A	Karlshäll	7292638-1788566	7292542-1788544
B	Arcus	7291559-1789458	7291535-1789495
C	Notviken	7293575-1788900	7293594-1788844
D	Mjölkudden	7292380-1790201	7292721-1789859
E	Gammelstad	7296285-1783939	7296297-1784037
F	Avan	7299827-1776694	7299492-1776963

Insamlingen utfördes av Christina Myrestam och Mats Uppman. Fältarbetet genomfördes 2006-08-28 och 2006-08-29. Plockade snäckor förvarades under insamlingsarbetet uteslutande i plastkär för att undvika kontaminering av metaller.

Insamlingsarbetet genomfördes längs stränderna på de aktuella lokalerna. De allra flesta snäckorna plockades strandnära på grunt vatten (< 0,3 m). Ca 50 snäckor med en sammanlagd

vikt om 6 – 27 gram insamlades (Tabell 2). Till klart dominerande del utgjordes snäckorna av *Radix baltica* i mellanstorlek. Fördelningen var likartad mellan lokalerna.



Figur 2. *Radix baltica*



Figur 3. *Stagnicola sp*

Tabell 2. Analyserad vikt för frampreparerade mjukdelar av snäckor för respektive lokal. Gammelstad och Avan utgör referensområden. Från Notviken C togs 2 prover från samma område, i övrigt ett prov per område med ca 50 snäckor/prov.

Analyserad vikt mjukdelar snäckor 2006	
	gram
Karlshäll A	3,83
Arcus B	1,93
Notviken C, prov 1	2,35
Notviken C, prov 2	5,53
Mjölkudden D	2,69
Gammelstad E	4,91
Avan F	1,88

Efter fältarbetet sumpades snäckorna i 12-24 timmar i stora glasbehållare. Samtliga snäckor sumpades i vatten från den aktuella provtagningslokalen. Sumpningen syftar till att djuren skall tömma tarmen innan de infrysas för vidare behandling. Samtliga snäckor infrysades därefter i plastkärl. På laboratoriet, efter upptining, plockades mjukdelarna ut från skalerna med hjälp av plastpincett. I standarden för undersökning av bioackumulation av metaller i mjukdelar hos *Lymnaea* (BIN BR21) rekommenderas att snäckorna delas in i storleksklasser för att minska risken för skillnader i bioackumulation beroende av storlek. Undersökningar har dock visat att skillnaderna mellan bioackumulationen i små respektive stora individer av *Lymnaea* är relativt liten. Björklund (1985) visade i sin undersökning att halterna för ett antal metaller var mellan 7 och 12 % högre i den större storleksklassen. För andra metaller (bly) noterades istället ca 15 % lägre halter i den större storleksklassen. Vid låga metallhalter var dock avvikelsen procentuellt större än inom mediana eller höga haltintervall. I föreliggande undersökning har inte snäckorna delats upp i storleksklasser eftersom det varit svårt att erhålla tillräcklig mängd för ett prov per provtagningslokal. Analyser av kvicksilver i snäckorna utfördes av Lantmännen AnalyCen AB i Lidköping enligt standard NMKL 170 mod.; AFS, kallförångning (rapporteringsgräns normalt 0,02 mg/kg men vid små provmängder högre rapporteringsgräns och/eller oackrediterad analys). Vid undersökningarna i Notviken och referensområdet var provmängderna små varför något högre rapporteringsgräns gällde samt att Lantmännen AnalyCen inte var ackrediterade ner till denna rapporteringsgräns.

Undersökningar har visat att snäckor som organism verkar fungera bra som indikator för bly, koppar, zink, arsenik, kvicksilver och krom. För metallerna kadmium, nickel och kobolt verkar de dock fungera sämre (Englund 1984).

## **2.2 Kvicksilverhalter i chironomider**

Tillräckligt antal chironomider från Notviken 1 (lokalkoordinater X-Y = 7292890-1788400, grön prick på kartan i Figur 1) erhöles för att kunna göra en analys av kvicksilverhalten. Insamlingen utfördes från båt inom en yta av ca 100 gånger 100 meter med hjälp av en så kallad Ekmanhämtare, utvecklad för bottenfaunaprovtagning på mjuka bottenar. Insamlingen utfördes av Christina Myrestam och Mats Uppman, Pelagia Miljökonsult AB 2006-08-31.

Efter fältarbetet sumpades chironomiderna i 12-24 timmar i en stor glasbehållare i vatten från den aktuella provtagningslokalen. Sumpningen syftar till att djuren skall tömma tarmen innan de infrysas i plastkärl för vidare behandling.

Analyser av kvicksilver i chironomider utfördes av Lantmännen AnalyCen AB i Lidköping enligt standard NMKL 170 mod.; AFS, kallförångning (rapporteringsgräns normalt 0,02 mg/kg men vid små provmängder högre rapporteringsgräns och/eller oackrediterad analys). Vid undersökningarna i Notviken var provmängderna små varför något högre rapporteringsgräns gällde samt att AnalyCen inte var ackrediterade ner till denna rapporteringsgräns. Mätosäkerheten kan därmed vara något större, men behöver inte vara det, jämfört med det fallet att en stor provmängd med hög halt analyseras.

## **2.3 Kvicksilverhalter i abborre av konsumtionsstorlek**

En pimpelfiskare i Luleå, Kent Enbuske, fångade tio abborrar vardera från Notviken och S Sunderbyn i början av mars 2007. Fiskmuskel uttaget centralt och ovan sidolinjen analyserades med avseende på kvicksilverhalt. Fiskarnas längd, vikt, kön och ålder bestämdes även.

Analyser av kvicksilver i abborre utfördes av Lantmännen AnalyCen AB i Lidköping enligt standard NMKL 170 mod.; AFS, kallförångning (rapporteringsgräns 0,02 mg/kg).

## **2.4 Kvicksilverhalter i gädda av konsumtionsstorlek**

Insamlingen av gädda (0,5-2,5 kg) från Notviken, Avan och S Sunderbyn genomfördes som ett riktat nätfiske under augusti till oktober 2004. Fiskmuskel uttaget centralt och ovan sidolinjen analyserades med avseende på kvicksilverhalt. Fiskarnas längd och vikt noterades.

Analyser av kvicksilver i gädda utfördes av Lantmännen AnalyCen AB i Lidköping enligt standard NMKL 170 mod.; AFS, kallförångning (rapporteringsgräns 0,02 mg/kg).

## **2.5 Mundelsskador på sedimentlevande fjädermygglarver**

Sedimentlevande fjädermygglarver (i huvudsak *Chironomus sp.*) insamlades inom två begränsade områden, i Notviken (lokalkoordinater 7292890-1788400, ca 100 gånger 100 meter) respektive S Sunderbyn (7297430-1781020, ca 10 gånger 10 meter). Lokalerna är utmärkta med gröna prickar på kartan i Figur 1. Tätheterna av sedimentlevande fjädermygglarver var generellt mycket låg i området vilket bland annat innebar att samtliga fjädermygglarver från Notviken insamlades från endast ett område och inte från flera områden

i en gradient ut mot Luleälven vilket var det önskade alternativet. I Avan hittades inga lämpliga bottnar för provtagning av fjädermygglarver utan först i S Sunderbyn. Insamlingen utfördes från båt med hjälp av en så kallad Ekmanhämtare, utvecklad för bottenfaunaprovtagning på mjuka bottnar. Insamlingen utfördes av Christina Myrestam och Mats Uppman, Pelagia Miljökonsult AB, 2006-08-30 och 2006-08-31.

Mundelarna från larverna undersöktes i mikroskop med avseende på eventuell förekomst av asymmetriska skador/olikheter. Om en eller flera asymmetrier hittas på en individ så räknas detta som en individ med mundelsskada.

## **2.6 Bestämning av trofigrad utifrån växtplanktonprov**

Ett växtplanktonprov togs centralt i Notviken av Mats Uppman 2006-08-31 för att få en uppfattning om trofigrad (näringsskadedom) då bildandet av metylkvicksilver, som är en mycket giftig form av kvicksilver, är beroende av näringstillstånd. Provet har analyserats av Sten Backlund, Pelagia Miljökonsult AB, med avseende på antal taxa, antal celler och biovolym. Hörnströms index har beräknats och tillsammans med biovolymen har detta bestämt trofigraden.

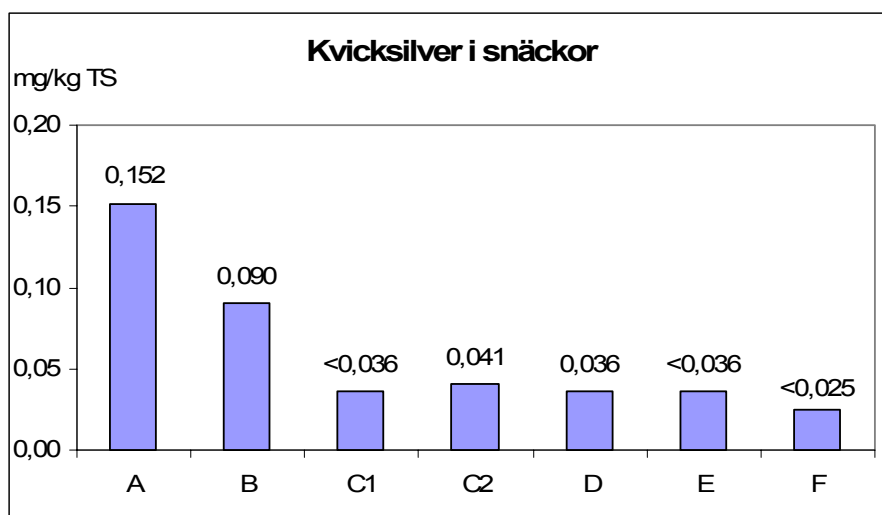
## **3 Resultat och diskussion**

### **3.1 Kvicksilverhalter i snäckor**

Kvicksilverhalter i snäckorna redovisas i Tabell 3 och Figur 4. Jämfört med de lokala referenserna Avan och Gammelstad var kvicksilverhalterna i snäckor klart förhöjda på lokalerna Karlshäll A (ca 5 till 6 gånger) och Arcus B (ca 3 till 4 gånger). Karlshäll A ligger närmast föroreningskällan medan Arcus B ligger ca 1 km ”nedströms” föroreningskällan. Halterna i snäckor från Mjölkudden och Notviken C var i nivå med de lokala referenserna (=referenslokal i närområdet), Avan och Gammelstad.

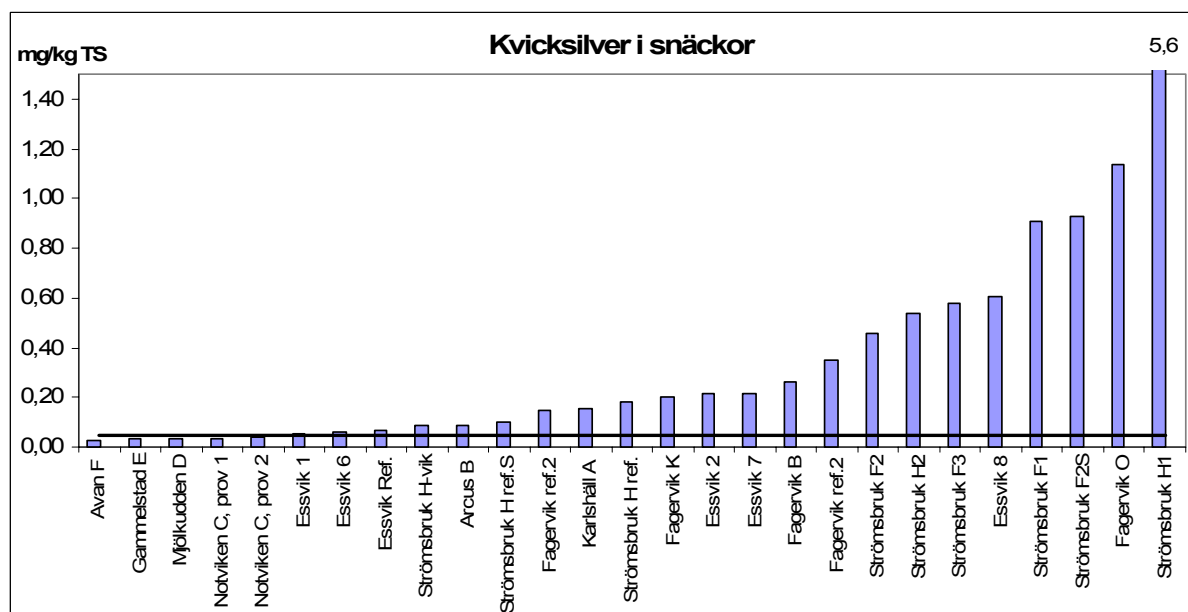
Tabell 3. *Kvicksilverhalter i snäckor (mg/kg TS). Gammelstad och Avan utgör lokala referensområden. Från Notviken C togs 2 prover från samma område, i övrigt 1 prov per område.*

<b>Kvicksilver i snäckor 2006</b>	
	<b>mg/kg TS</b>
Karlshäll A	<b>0,152</b>
Arcus B	<b>0,090</b>
Notviken C, prov 1	<b>&lt;0,036</b>
Notviken C, prov 2	<b>0,041</b>
Mjölkudden D	<b>0,036</b>
Gammelstad E	<b>&lt;0,036</b>
Avan F	<b>&lt;0,025</b>



Figur 4. Kvicksilverhalter i snäckor (mg/kg TS).

I jämförelse med andra av Pelagia undersökta kvicksilverförorenade områden och lokala referensstationer (Figur 5) intar Karlshäll ett mellanläge. Halterna är klart över (ca 3 gånger) det angivna bakgrundsvärdet för Bottenviken (0,05 mg/kg TS, Björklund 1985). Kvicksilverhalterna i snäckor från Karlshäll och Arcus överstiger både det i litteraturen angivna bakgrundsvärdet och det lokala bakgrundsvärdet från Avan och Gammelstad.



Figur 5. Sammanställning av ett antal av Pelagia undersökta förorenade områden i Bottniska viken med lokala referensstationer. Horisontell linje markerar bakgrundvärde enligt Björklund 1985.

### 3.2 Kvicksilverhalter i chironomider

De analyserade chironomiderna från Notviken hade en kvicksilverhalt som var betydligt högre än i referensområdet (Tabell 4) och även betydligt högre än i snäckor från stranden vid Karlshäll. Mellan Notviken och referensen S Sunderbyn skiljer en faktor om minst 3. Halten i chironomider från Notviken (grön punkt i Figur 1) var 0,56 mg Hg/kg TS. Detta värde är

högre än halten 0,23 mg Hg/kg TS som uppmättes vid undersökningarna 2004. Dessa chironomider var dock insamlade längre in i Notviken och därmed från en botten med lägre kvicksilverinnehåll. Uppmätta halter i referensområdet S Sunderbyn var <0,17 år 2006 respektive 0,13 mg Hg/kg TS år 2004.

Vid en jämförelse med två andra kvicksilverförorenade områden i norra Sverige hade chironomiderna i Notviken (2006) de högsta kvicksilverhalterna.

Tabell 4. *Kvicksilverhalter (mg/kg TS) i chironomider från kvicksilverförorenade områden i Sverige. Halter år 2004 och 2006 från Notviken och S Sunderbyn (lokalt referensområde). Respektive prov bestod år 2006 av 22 (Notviken) respektive 51 (S Sunderbyn) individer. Data från Skyllberg et al (Köpmanholmen) samt Pelagia/Kiruna kommun (Ala-Lombolo, Kuollitusjärvi) och Luleå kommun.*

Påverkad lokal	Referenslokal	mg Hg/kg TS	Kommentar
Köpmanholmen		0,31 ± 0,10	
Ala-Lombolo	Kuollitusjärvi	0,51 ± 0,38 <0,15 (n=3)	
Notviken 2004	S Sunderbyn 2004	0,23 0,13	längre in i Notviken
Notviken 2006	S Sunderbyn 2006	0,56 <0,17	

Vid Pelagias undersökningar i den kvicksilverbelastade Ala Lombolo, Kiruna, uppmättes i medeltal 0,51 mg Hg/kg TS. I den lokala referenssjön uppmättes <0,15 mg Hg/kg TS. Vid undersökningar utanför Köpmanholmen uppmättes 0,31 mg Hg/kg TS.

### **3.3 Kvicksilverhalter i abborre av konsumtionsstorlek**

Kvicksilverhalterna i abborre av konsumtionsstorlek vid vinterfiske redovisas i Tabell 5 och Figur 6. Halterna var signifikant högre i abborrar från Notviken jämfört med S Sunderbyn. Medelvärdet var 0,140 mg Hg/kg våtvikt respektive 0,055. Alla utom en abborre från Notviken hade högre kvicksilverhalt än abborren med den högsta halten från S Sunderbyn. Högsta halt var 0,44 som närmar sig Livsmedelsverkets gräns (0,5 mg Hg/kg våtvikt) för försäljning av fisk, undantaget gädda och ål (1 mg Hg/kg våtvikt).

Abborrarna från Notviken var jämfört med S Sunderbyn i medeltal något längre och tyngre men åldersmässigt bestod grupperna av lika gamla fiskar. Resultaten tyder på att tillväxten är något bättre i Notviken.

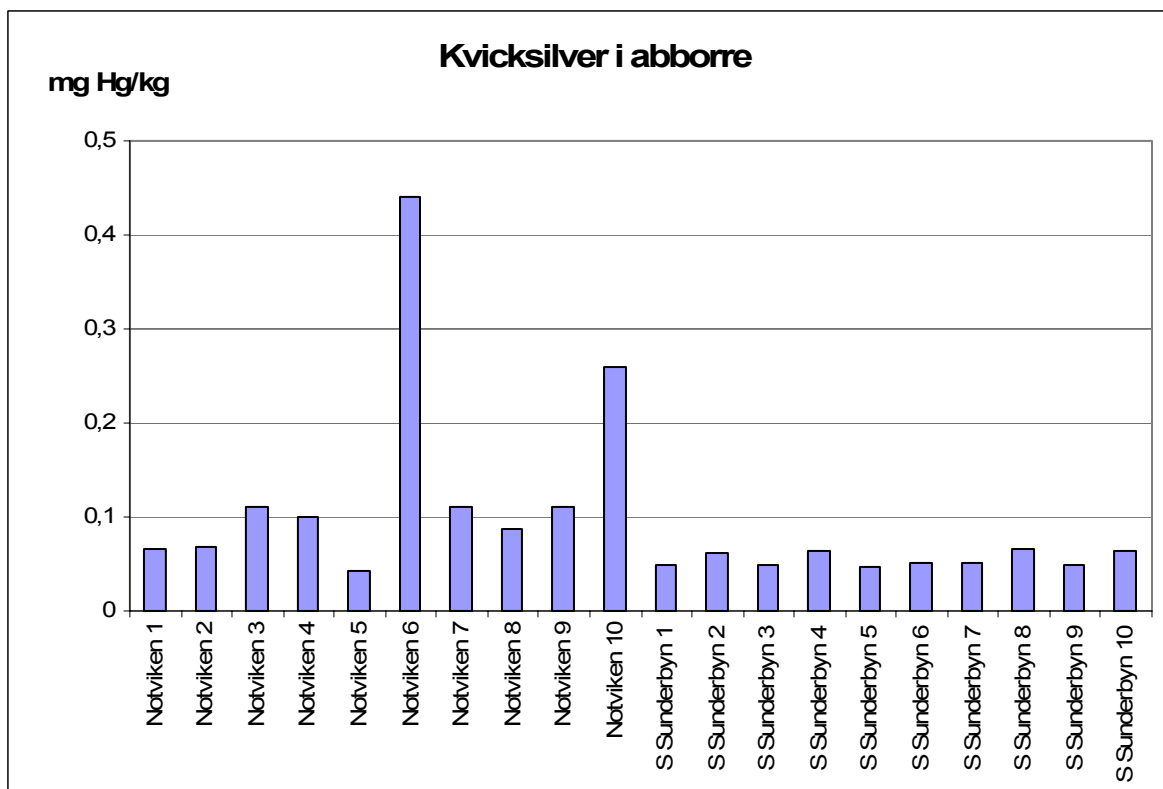
Medelvärdet för konsumtionsabborrar från Notviken var lägre än för småabborrar undersökta år 2004, 0,140 respektive 0,237 mg Hg/kg våtvikt. Detta kan bero på att de större abborrarna vandrat mer och därmed födosökt i områden som ej är belastade med kvicksilver som Notviken. Därav en minskning i halt. I referensområdet S Sunderbyn var halterna 0,055 respektive 0,017 mg Hg/kg våtvikt. Detta var förväntat eftersom kvicksilver bioackumuleras och abborrarna kan antas hela tiden ha varit i en miljö med bakgrundshalt av kvicksilver.

Tabell 5. Kvicksilverhalter (mg Hg/kg våtvikt) i abborre fiskade vintern 2007. S Sunderbyn utgör lokal referens.

<b>Notviken</b>	<b>mg Hg/kg</b>	<b>Längd mm</b>	<b>Vikt g</b>	<b>Kön</b>	<b>Ålder</b>
Notviken 1	0,067	175	54,3	f	3+(4+)
Notviken 2	0,068	200	73,3	f	4+
Notviken 3	0,11	201	87	m	4+(3+)
Notviken 4	0,1	187	70,2	m	3+
Notviken 5	0,043	210	108,6	f	4+
Notviken 6	0,44	220	118,3	f	4+
Notviken 7	0,11	226	137	f	4+
Notviken 8	0,088	229	136,4	f	3+
Notviken 9	0,11	239	145	f	4+
Notviken 10	0,26	261	212,1	f	5+
Medel	0,140	215	114		3,8+
SD ±	0,121	26	47		0,6
<b>S Sunderbyn</b>	<b>mg Hg/kg</b>	<b>Längd mm</b>	<b>Vikt g</b>	<b>Kön</b>	<b>Ålder</b>
S Sunderbyn 1	0,048	162	43,1	m	5+(4+)
S Sunderbyn 2	0,061	174	52,9	f	3+
S Sunderbyn 3	0,049	178	57,8	f	3+
S Sunderbyn 4	0,063	172	49,4	f	3+
S Sunderbyn 5	0,047	181	58,7	f	3+
S Sunderbyn 6	0,052	174	55,8	f	3+
S Sunderbyn 7	0,052	187	67	f	4+
S Sunderbyn 8	0,066	190	73,3	f	4+
S Sunderbyn 9	0,05	198	75,9	f	5+
S Sunderbyn 10	0,064	223	118,2	f	4+
Medel	0,055	184	65		3,7+
SD ±	0,007	17	21		0,7
t-test	0,027				

Jämfört med andra undersökningar i kvicksilverförorenade områden där kvicksilverhalter i abborre mätts (Skylberg et al 2007) hamnar Notviken i en mellanklass (Tabell 6). Högst halter uppmättes utanför Skutskär medan lägre halter uppmättes i Övre Svartsjön, Hultsfreds kommun. Halterna i små abborrar från Notviken var lika halterna i abborre från Köpmanholmen.





Figur 6. Kvicksilverhalt (mg Hg/kg våtvikt) i abborre från Notviken och S Sunderbyn 2007.

Tabell 6. Kvicksilverhalter i abborre från kvicksilverförorenade områden och referensområden i Sverige. Data från Skyllberg et al 2007 och Luleå kommun. Skutskär, Eskön, Övre Svartsjön, Enegrenen och Nötöfjärden ligger i södra/mellersta Sverige.

Påverkad lokal	Referenslokal	mg Hg/kg	Fiskstorlek
Köpmanholmen	Gaviksfjärden	0,24 ± 0,06	162 mm, 45 g
		0,036 ± 0,15	149 mm, 40 g
Skutskär	Eskön	0,41 ± 0,03	193 g
		0,30 ± 0,05	189 g
Övre Svartsjön	Enegrenen	0,16 ± 0,06	1+, 84 mm
		0,06 ± 0,01	1+, 98 mm
Nötöfjärden		0,31 ± 0,10	123 mm
Notviken 2004	S Sunderbyn/Avan 2004	0,24 ± 0,13	121 mm
		0,017 ± 0,009	124 mm
Notviken 2007	S Sunderbyn 2007	0,14 ± 0,12	215 mm, 114 g
		0,055 ± 0,007	184 mm, 65 g

### 3.4 Kvicksilverhalter i gädda av konsumtionsstorlek

Vid undersökningarna 2004 uppmättes högre kvicksilverhalter i gäddor från Notviken jämfört med halter i gäddor från Avan och S Sunderbyn (lokal referens) (Tabell 7). Skillnaden mellan gäddorna från Notviken testat mot gäddorna från Avan/S Sunderbyn var statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) om jämförelsen skedde efter att en så kallad outlier, det vill säga kraftigt avvikande, gädda från Avan/S Sunderbyn räknats bort. Denna gädda hade den högst uppmätta halten av alla gäddor i undersökningen samt var mager och i allmänt mycket dålig kondition. Om alla

halter normerats till enkilos gäddor var skillnaden i halter mellan områdena statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) både med och utan outliern från Avan/S Sunderbyn. Alla halter var dock under Livsmedelsverkets gräns för försäljning av gädda (1 mg Hg/kg våtvikt).

Tabell 7. Kvicksilverhalter (mg Hg/kg våtvikt) i gädda fiskade 2004. Avan + S Sunderbyn utgör lokal referens. Halterna har även normerats till enkilos gädda. Längst ned i tabellen redovisas t-test med respektive utan en outlier från Avan/S Sunderbyn.

Gädda	Vikt (kg)	Uppmätt halt mg Hg/kg	Normerad halt mg Hg/kg
<b>N = Notviken</b>			
N G1	0,94	0,21	0,22
N G2	0,77	0,51	0,67
N G3	0,72	0,19	0,26
N G4	0,59	0,15	0,25
N G5	0,68	0,18	0,26
N G6	1,90	0,6	0,32
N G7	2,10	0,21	0,10
N G8	1,42	0,43	0,30
N G9	0,51	0,2	0,40
N G10	0,83	0,09	0,11
Medel	1,05	0,28	0,29
SD	0,56	0,17	0,16
Gädda	Vikt (kg)	Uppmätt halt mg Hg/kg	Normerad halt mg Hg/kg
<b>A + S = Avan + S Sunderbyn</b>			
A + S G1	0,48	0,084	0,18
A + S G2	0,54	0,088	0,16
A + S G3	1,36	0,13	0,10
A + S G4	1,33	0,11	0,08
A + S G5	1,04	0,099	0,10
A + S G6	1,21	0,094	0,08
A + S G7	1,78	0,16	0,09
A + S G8	2,50	0,22	0,09
A + S G9	2,30	0,24	0,10
A + S G10	2,30	0,77	0,33
Medel	1,48	0,20	0,13
SD	0,72	0,21	0,08
Medel utan outlier (A + S G10)	1,39	0,14	0,11
SD utan outlier (A + S G10)	0,70	0,06	0,04
t-test		0,188 = ej signifikant	0,007
t-test utan outlier (A + S G10)		0,016	0,003

I jämförelse med andra kvicksilverförorenade områden har gäddorna i Notviken lägre halter men den högre halten i påverkansområdet uppgår till en faktor som är minst lika stor som i andra kvicksilverförorenade områden (Tabell 8).

Tabell 8. Kvicksilverhalter i gädda från kvicksilverförorenade områden och referensområden i Sverige. Data från Skyllberg et al 2007 och Luleå kommun. Maranästjärn, Övre Hillen, Övre Svartsjön, Enegrenen och Nötöfjärden ligger i södra/mellersta Sverige.

Påverkad lokal	Referenslokal	mg Hg/kg	Fiskstorlek
Marnästjärn	Övre Hillen	1,1 ± 0,17	0,4-1 kg
		0,71 ± 0,43	0,4-1 kg
Turingen	Yngern	1,8	medel 0,928 kg
		0,56	-
Övre Svartsjön	Enegrenen	1,5 ± 0,5	medel 0,780 kg
		0,48 ± 0,11	medel 0,960 kg
Nötöfjärden	Enegrenen	0,82 ± 0,30	-
		0,48 ± 0,11	medel 0,960 kg
Notviken 2004	S Sunderbyn/Avan 2004	0,29 ± 0,16	norm. enkilos
		0,11 ± 0,04	norm. enkilos

### **3.5 Mundelsskador på sedimentlevande fjädermygglarver**

Varken på referenslokaler eller påverkanslokaler kunde några mundelsskador på sedimentlevande chironomider upptäckas (Tabell 9). Materialet är dock inte tillräckligt stort för att säkert kunna utesluta förekomst av mundelsskador på chironomider utanför Karlshäll. Om frekvensen individer med mundelsskador överstiger 1 – 2% föreligger troligen en påverkan enligt Lars Eriksson vid institutionen för Miljöanalys vid SLU.

Tabell 9. Sedimentlevande chironomider undersökta med avseende på mundelsskador.

Notviken 1		
Taxa	Antal totalt	Antal skadade
<i>Chironomus sp.</i>	13	0
<i>Cryptochironomus sp.</i>	2	0
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	4	0
<i>Polypedilum sp.</i>	2	0
<i>Stictochironomus sp.</i>	1	0
<b>Summa</b>	<b>22</b>	<b>0</b>
S. Sunderbyn		
Taxa	Antal totalt	Antal skadade
<i>Chironomus sp.</i>	43	0
<i>Cryptochironomus sp.</i>	3	0
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	3	0
<i>Stictochironomus sp.</i>	2	0
<b>Summa</b>	<b>51</b>	<b>0</b>

### **3.6 Bestämning av trofigrad utifrån växtplanktonprov**

Den totala biovolymen var 0,47 mm<sup>3</sup>/l, vilket, enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)) gällande tillståndet i sjöar för ett augustivärde ger

klass 1, mycket liten biovolym. Beräkningen av Hörnströms index gav resultatet  $I_s = 13,6$ . Detta låga värde på indexet antyder, liksom nämnda värde på biovolymen, att det råder oligotrofa (närlingsfattiga) förhållanden i Karlshäll, vilket var förväntat. Alla resultat och beräkningar redovisas i Bilaga 1.

### **3.7 Eventuellt fortsatta undersökningar**

Det kan vara önskvärt att ytterligare data insamlas från Notviken på kvicksilverhalter i chironomider med någon annan metod (Ekmanhämtare) för att bättre se hur stort påverkansområdet är. Även för snäckor i strandkanten kan undersökningarnas styrka ökas genom flera prov, eventuellt genom att sätta ut snäckor i burar över tillväxtsåsen.

Toxtester kan givetvis vara ett komplement för att erhålla ökad kunskap om området. Det förutsätter i så fall noggranna kemiska analyser av de sediment som testas. Förutom ostracoder kan kräftdjuret *Nitocra spinipes* vara en tänkbar testorganism.

## **4 Sammanfattande diskussion**

Undersökningarna i Notviken och referensområdet under 2006 och 2007 har tillfört mer kunskap om området och effekter av det kvicksilver som släppts ut.

Vad gäller kvicksilver i snäckor kan en tydlig förhöjning uppmätas i snäckor från Karlshäll samt en förhöjning på lokalen Arcus belägen ca 1,6 km ”nedströms” ut mot Luleälvens huvudfåra. Vid Karlshäll uppmättes 0,152 mg Hg/kg torrsvikt. Detta är klart högre än både de uppmätta lokala bakgrundshalterna (<0,025 vid Avan och <0,035 vid Gammelstad) och den av Björklund (1985) antagna bakgrundshalten på 0,05 för Bottenviken. Enligt Ulf Skyllberg, SLU, Umeå, har näringstillståndet stor betydelse för i vilken utsträckning kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver och blir biotillgängligt. Större tillgång på lättillgängligt kol medför bättre förhållanden för de bakterier som är involverade i omvandlingen av kvicksilver till metylkvicksilver. I skenet av detta kan det vara intressant att notera att Pelagia uppmätt betydligt högre kvicksilverhalter i snäckor i andra kvicksilverbelastade områden i Bottniska viken (Figur 5). Dessa områden är dock belägna längre söderut, företrädesvis i Bottenhavet, och är att betrakta som mer näringsrika än Notviken.

Även fiskbestånden i Notviken är påverkade av kvicksilver. Vid undersökningarna 2004 uppmättes 14 gånger högre kvicksilverhalt i småabborrar från Notviken jämfört med referensområdet (Johnson 2005). Om kvicksilverhalten i gäddor fångade 2004 normeras till enkilosgäddor, föreligger även en signifikant förhöjning av kvicksilverhalten i gäddor fångade i Notviken jämfört med Avan - S Sunderbyn. Det absoluta medelvärdet för kvicksilverhalten i 10 fångade gäddor i Notviken var 0,28 mg Hg/kg våtvikt vilket dock är klart under Livsmedelsverkets gränsvärde på 1 mg Hg/kg för försäljning av gädda.

Vid analys av konsumtionsabborrar från februari/mars 2007 uppmättes en genomsnittlig kvicksilverhalt på 0,140 mg Hg/kg våtvikt i Notviken och 0,055 i Avan.

Sammantaget visar flera undersökta parametrar att det föreligger en tydlig påverkan av kvicksilver på biota i Notviken jämfört med ett lokalt referensområde och jämfört med det förväntade för regionen (Tabell 10). Med påverkan avses i detta fall mätbart förhöjda halter av kvicksilver. Inga direkta effekter av denna påverkan har belagts, vilket heller inte har varit

syftet med undersökningarna. Halterna i biota är i nivå med förhållandena, eller förhöjning i jämförelse med referensområde, i andra kraftigt kvicksilverförorenade områden i Sverige.

Tabell 10. *Sammanställning av resultat från de olika undersökningarna avseende effekter på biota.*

<b>Undersökning</b>	<b>Resultat</b>
Hg i snäckor	tydlig påverkan
Hg i chironomider	tydlig påverkan
Hg i abborre	tydlig påverkan
Hg i gädda	tydlig påverkan
Mundelsskador på chironomider	ingen påverkan visad

## 5 Referenser

Björklund, I. 1985: Regional kartering av metallinnehåll i mjukdelar hos *Lymnaea* utmed Bottenvikskusten 1980 - 1982. Naturvårdsverket Rapport 3047.

Englund, G. 1984. *Lymnaeasnäckor som tungmetallindikatorer – en utvärdering av undersökningar i Rönnskärsområdet*. Rapportserie 1984:2, Umeå universitet.

Eriksson, Lars. 2007. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala. Muntlig kommunikation.

Hoffsten, P-O., Johnson, T.m Uppman, M. och Sjöström, E. 2006. Undersökningar av biota, sediment och vatten i Ala Lombolo, Yli Lombolo, Kuollitusjärvi, Kiruna kommun. Rapport Pelagia Miljökonsult AB till Kiruna kommun 2006-05-02 reviderad 2007-02-26.

Johnson, T. 2005. Fördjupad förstudie inför miljösanering av förorenad mark, objekt Notviken utanför Karlshäll 2:2. Kviksilver i chironomider, abborre och gädda. Rapport Pelagia Miljökonsult AB till AB Bothniakonsult 2005-09-13.

Skyllberg, U., Drott, A., Lambertsson, L., Björn, E., Karlsson, T., Johnson, T., Heinemo, S-Å., Holmström, H. and Bergman, B. 2007. Net methyl mercury production as a basis for an improved risk assessment analysis of mercury contaminated sediments. *Ambio* (accepted).

Skyllberg, Ulf. 2007. Institutionen för skogsekologi, SLU, Umeå. Muntlig kommunikation.

# Bilaga 1

Karlshäll samlingsprov växtplankton 2006-08-31					
Art	cell	ind	längd	volym	volymandel
	st/l	st/l	m/l	mm <sup>3</sup> /l	%
<b>CYANOPHYCEAE-blågröna bakterier</b>					
Anabaena sp.	30 528	1 336	0,21	0,00125	0,3
Merismopedia warmingiana	42 739	2 671		0,00077	0,2
Summa				0,00202	0,5
<b>CRYPTOPHYCEAE-rekylalger</b>					
Cryptomonas spp.	34 725			0,02917	6,2
Rhodomonas spp.	133 558			0,01563	3,3
Summa				0,0448	9,5
<b>DINOPHYCEAE-dinoflagellater</b>					
Peridinium spp.	12 020			0,01295	2,8
<b>CHRYSOPHYCEAE-guldalger</b>					
Mallomonas sp.	2 671			0,02293	4,9
<b>BACILLARIOPHYCEAE-kiselalger</b>					
Asterionella formosa	126 880	21 369		0,09389	20,1
Aulacoseira ambigua	2 671	1 336		0,0044	0,9
Aulacoseira islandica	2 671	1 336		0,01073	2,3
Aulacoseira italica	57 430	8 014		0,08034	17,2
Cyclotella sp.	21 369			0,02301	4,9
Cyclotella sp.	6 678			0,03051	6,5
Fragilaria tenera	2 671			0,00065	0,1
Fragilaria ulna var. acus	4 007			0,00325	0,7
Rhizosolenia longiseta	4 007			0,01699	3,6
Summa				0,26402	56,3
<b>CHLOROPHYCEAE-grönalger</b>					
Cosmarium sp.	1 336			0,00566	1,2
Eudorina elegans	85 477	1 336		0,0983	21
Monoraphidium griffithii	6 678			0,00055	0,1
Sphaerocystis Schroeterii	42 739	1 336		0,01633	3,5
Summa				0,12084	25,8
<b>Summa</b>	<b>620 855</b>	<b>38 734</b>	<b>0,21</b>	<b>0,47</b>	

<b>Karlshäll samlingsprov växtplankton 2006-08-31</b>			
<b>Hörnströms index</b>			
Art	frekvens (f)	I <sub>A</sub>	fxI <sub>A</sub>
<b>CYANOPHYCEAE-blågröna bakterier</b>			
Anabaena sp.	1	18	18
Merismopedia warmingiana	2	11	22
<b>CRYPTOPHYCEAE-rekylalger</b>			
Cryptomonas spp.	2	-	-
Rhodomonas spp.	3	-	-
<b>DINOPHYCEAE-dinoflagellater</b>			
Peridinium spp.	1	12	12
<b>CHRYSOPHYCEAE-guldalger</b>			
Mallomonas sp.	1	-	-
<b>BACILLARIOPHYCEAE-kiselalger</b>			
Asterionella formosa	3	34	102
Aulacoseira ambigua	1	46	46
Aulacoseira islandica	1	23	23
Aulacoseira italica	2	23	46
Cyclotella sp.	1	-	-
Fragilaria tenera	1	-	-
Fragilaria ulna var. acus	1	40	40
Rhizosolenia longiseta	1	33	33
<b>CHLOROPHYCEAE-grönalger</b>			
Cosmarium sp.	1	-	-
Eudorina elegans	3	-	-
Monoraphidium griffithii	1	12	12
Sphaerocystis Schroeterii	2	14	28
<b>Summa</b>	<b>28</b>		<b>382</b>
<b>I<sub>s</sub> (sjöindex)</b>	<b>13,6</b>		

Rapport---

Luleå kommun

# Vattenströmning och föroreningstransport i Notviken

2007:09

Luleå 2008-06-05



Luleå kommun

# Vattenströmning och föroreningstransport i Notviken

Rapport

Datum 2008-06-05  
Uppdragsnummer 61880723241  
Utgåva/Status

Alexandra Sjöstrand  
Uppdragsledare/Handläggare

Jens Christian Bennetsen  
Handläggare

Ramböll Sverige AB  
Box 850, Kyrkogatan 2  
971 26 Luleå

Telefon 0920-20 01 00  
Fax 0920-20 01 80  
[www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)

Organisationsnummer 556133-0506

## Innehållsförteckning

1.	Bakgrund	5
2.	Syfte	5
3.	Mål	5
4.	Strömningsmätningar	6
4.1	Utförande	6
4.1.1	Mätningar under isbeläggning	7
4.1.2	Mätningar vid isfria förhållanden	7
4.2	Resultat strömningsmätningar	8
4.2.1	Vattenströmning i Notviken, isbelagda förhållanden	8
4.2.2	Vattenströmning i Notviken, isfria förhållanden	8
4.2.3	Vattentransporter över tvärsnittet, isfria förhållanden	12
4.3	Flödesmönster	14
4.4	Vattenföring	14
5.	Modellering	15
5.1	Introduktion modellering	15
5.2	Modellbeskrivning	15
5.3	Indata till flödesmodelleringen	16
5.3.1	Flödes- och vinddata	17
5.3.2	Randvillkor	20
5.4	Modellering föroreningsspridning	21
5.4.1	Konceptuell modell	21
5.4.2	Indata flöden och vind	21
6.	Resultat modellering	24
6.1	Vattenströmningen i Notviken	24
6.1.1	Vattenströmning utan vindpåverkan	24
6.1.2	Vattenströmning med vindpåverkan	24
6.1.3	Jämförelse mellan mätningar och modellberäkningar	25
6.2	Vattentransport	30
6.3	Transport av föroreningar i Notviken	31
6.3.1	Spridning vid isbelagda förhållanden	31
6.3.2	Spridning vid isfria förhållanden vid olika flöden	36
6.3.3	Spridning vid isfria förhållanden vid olika vindriktningar	38
6.4	Transport av föroreningar ut från Notviken	42
7.	Slutsatser	43
7.1	Strömningsmätningar	43
7.2	Flödesmodellering	43
7.3	Vattentransport	44
7.4	Föroreningstransport	44

8.	Felkällor	46
8.1	Felkällor vid strömningsmätningar	46
8.2	Felkällor vid simuleringarna och bakgrundsdata	46
9.	Referenser	47

## Bilagor

1. Mätpunkter samt mätresultat
2. Flödesdata mätperiod
3. Vattenståndsmätningar
4. Vinndata mätperiod
5. Vinndata modellperiod
6. Konceptuell modell
7. Resultat vattenströmning utan vindpåverkan
8. Resultat vattenströmning med vindpåverkan
9. Resultat förorenings spridning

## Sammanfattning

Länsstyrelsen i Norrbotten län och Luleå kommun utreder förekomsten och spridningen av kvicksilverföreningar i Notvikens fibersediment. Som en del av utredningen vill man klarlägga flödesmönstret i viken samt vattentransporten inom Notviken och vidare utåt i viken. För att kartlägga flödesmönstret har därför strömningsmätningar genomförts i området. Data över faktorer som bedöms påverka flödesmönstret har samlats in, dvs. flöden i Luleälven samt vindriktning och vindhastighet i området.

Utifrån resultaten från mätningarna har en datamodell över flödesmönstret i Notviken ställts upp, en s.k. CFD-modell. Modellen har tagit hänsyn till de lokala förhållandena som rådde i Notviken under perioden. I modellen tog man även fasta på övriga faktorer som bedömdes påverka flödesmönstret. Förutom beräkning av flödesmönster och vattentransport användes modellen även för modellering av kvicksilverspridningen inom Notviken samt beräkning av kvicksilvertransport ut från området.

Resultatet från modellberäkningarna visar att vattentransporten mellan källområdet ut till övriga Notviken uppgår till 19,3 m<sup>3</sup>/s. Vattentransporten ut från Notviken vid medelvattenföring i älven är 48 m<sup>3</sup>/s. Modellen visade att vattentransporten skiljer sig kraftigt beroende på om det ligger is på Notviken eller inte. Ett genomsnittsår kommer totalt 134 g kvicksilver att transporteras från källområdet till resterande Notviken och samma värde för metylkvicksilver är 0,9 g.

# Vattenströmning och föroreningstransport i Notviken

## Rapport

### 1. Bakgrund

Länsstyrelsen i Norrbotten län och Luleå kommun undersöker förekomsten och spridningen av kvicksilverföroreningar i Notvikens fibersediment. Undersökningen sker inom ramen för en komplett huvudstudie som Luleå kommun genomför enligt naturvårdsverkets kvalitetsmanual. Projektgruppen består av representanter från kommunen och länsstyrelsen. Adjungerande till projektgruppen är projektstöd från SGU och generalkonsulten Envipro Miljöteknik. Som en del av denna utredning önskas kännedom om vattentransporten samt kvicksilvertransport från Notviken och vidare utåt i viken. Vid tidigare tillfälle har en översiktlig modellberäkning av flödesmönster och vattenutbyte i Notviken genomförts (Thalassos). Resultatet från modellberäkningen visade flödesmönstret i viken vid olika vindförhållanden samt vid olika flöden i Luleälven. För att verifiera alternativt falsifiera de resultat som erhöles i den tidigare utförda modellen beslutades att strömningsmätningar skulle genomföras i området. Utifrån data från strömningsmätningarna samt från övrig insamlad data har en ny modell över flödesmönstret samt vatten- och kvicksilvertransporten i Notviken ställts upp. I föreliggande rapport redovisas resultaten från strömningsmätningarna samt från den nya modelleringen.

### 2. Syfte

Syftet med undersökningarna var att kartlägga spridningen av kvicksilver och metylkviksilver inom samt ut från Notviken för att detta ska kunna användas som en bedömningsgrund till eventuella behandlingsåtgärder.

### 3. Mål

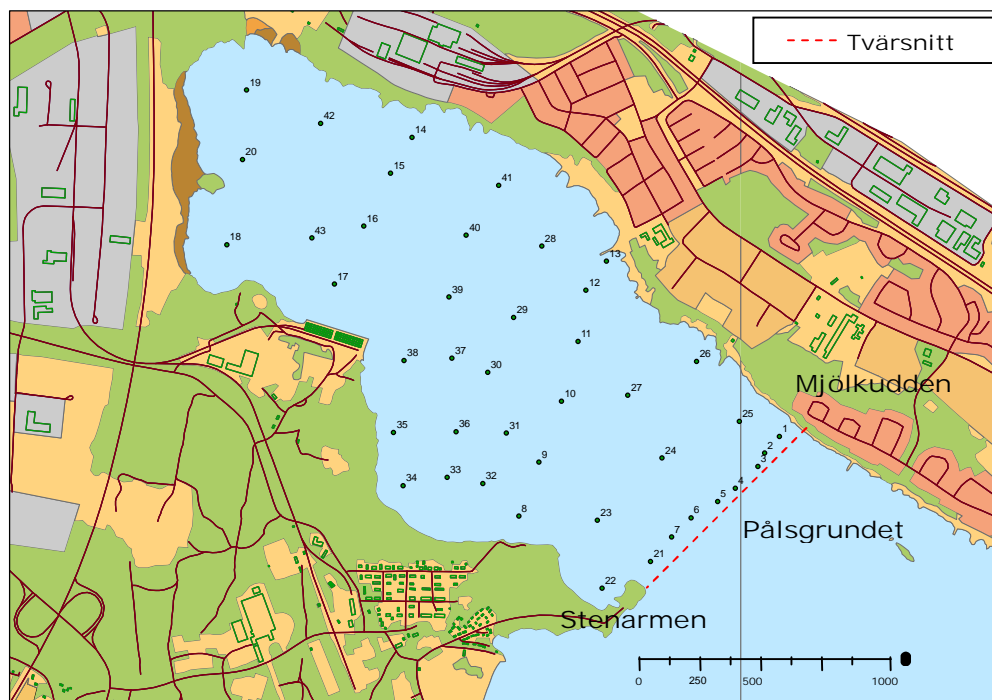
Målet med strömningsmätningarna var att få en fram översiktlig bild över strömningsmönstret och vattentransporten i Notviken samt att få fram indata för att kunna genomföra en modellering över området. Målet med modelleringen var att klarlägga spridningen av kvicksilver och metylkviksilver samt att beräkna kvicksilvertransporten inom området samt ut från Notviken. Ett delmål var att klargöra påverkan från de olika faktorerna som bedömdes påverka spridningen, dvs. vindstyrka, vindriktning och flöde i Luleälven. Delmålet syfte var att få fram totala mängder transporterat vatten och föroreningar, i detta fall kvicksilver och metylkviksilver, under ett genomsnittsår.

## 4. Strömningsmätningar

### 4.1 Utförande

Strömningsmätningar, d v s mätningar av flödes hastighet och –riktning, utfördes vid två skilda förhållanden; en första mätomgång genomfördes då Notviken var täckt av is och en andra mätomgång genomfördes vid isfria förhållanden. Syftet med mätningarna vid isbeläggning var att få ett mått på strömningen under förhållanden då vinden inte har någon påverkan, d v s då enbart påverkan från älvens vattenföring sker. Under isfria förhållanden bedöms strömningen påverkas av både vind och älvens vattenföring.

För mätningarna valdes att enbart fokusera på området innanför tvärsnittet mellan Stenarmen-Pålsgrundet-Mjölkudden (Figur 1). Vid den tidigare genomförda modellberäkningen omfattades ett större område vilket inkluderade delar även utanför Notviken. Det bedömdes att flödesmönstret inom det valda området har störst inverkan på vattentransporten in och ut från Notviken. Området delades in i ett rutnät inom vilket sammanlagt 43 mätpunkter placerades ut vid lämpliga positioner för att täcka upp så stor del av vikens yta som möjligt, med särskild fokus på områden som är intressanta ur spridningssynpunkt. Mätpunkterna visas i Figur 1. Mätpunkternas koordinater redovisas i bilaga 1.



Figur 1. Numrerade mätpunkter i Notviken samt det tvärsnitt mellan Stenarmen och Mjölkudden som använts som avgränsning vid strömningsmätningarna.

#### 4.1.1 Mätningar under isbeläggning

Mätningar genomfördes med en flygel, under en period då Notviken fortfarande var täckt med is (17-18 april, 2007). Mätningarna utfördes vid ett antal utvalda punkter jämnt fördelade mellan Stenarmen och Mjölkudden. I samtliga punkter utfördes mätningarna på två till tre olika nivåer beroende på djupet. Flygelns diameter var ca 10 cm och passade därför för mätning i borrarade hål i isen. Flygelns mätintervall var angivet ner till 1 cm/s, men propellern begränsade mätintervallet till hastigheter över 5 cm/s. Antalet mätpunkter reducerades pga. extremt låg vattenföring.

Vattenståndsmätningar samt flödesdata från Lule älv inhämtades för mätperioden och bifogas i bilaga 2 och 3.

Flödesdata som inhämtats från kraftstationen i Boden visade att flödet i Luleälven var ca 500 m<sup>3</sup>/s under de dagar då mätningar utfördes när is låg över viken. Ett visst tillskott till vattenföringen tillkommer mellan kraftstationen och mätområdet.

#### 4.1.2 Mätningar vid isfria förhållanden

Mätningarna vid isfria förhållanden utfördes med en s.k. dopplermätare (ADP-Acoustic Doppler Profiler, av märket Nortek ). Dopplermätare mäter hastigheten och riktningen på partiklar i vattnet. Detektionsgränsen är betydligt lägre än flygelmätaren, men kräver p.g.a. sin storlek att vattnet är isfritt. Mätutrustningen mäter strömningsriktningen i profiler från 0,4 meter under vattenytan till botten. Detta medför att ytvattenskiktet mellan 0-0,5 meter under vattenytan inte är med i genomförda beräkningar och flödesmönster. Det översta vattenskiktet påverkas kraftigt av vindstress. Mätningar i detta skikt är svåra att genomföra och får missvisande resultat eftersom vågor ger stor inverkan och gör att vattenytans nivå i en punkt varierar. Riktningen i det översta ytskiktet är därför inte relevant att mäta. Mätvärdena från ca 1,5 meters djup har använts för att illustrera det s.k. ytliga vattenflödet i samtliga figurer i rapporten.

Mätningar vid isfria förhållanden utfördes vid två tillfällen för att täcka variationer i väderförhållanden.

Mätningarna i samtliga mätpunkter utfördes under minst 2 minuter som mätutrustningen beräknade medelvärdet på. I huvuddelen av mätpunkterna utfördes ett flertal repetitioner av mätningar för att få säkrare resultat. Ett fåtal mätpunkter valdes ut för längre tids mätning (15 minuter).

Vattenståndsmätningar och flödesdata från Luleå älv för mätperioden användes. Vinddata för området från mätperioden samt vindstatistik från ett år inhämtades (SMHI) och bifogas i bilaga 4 och 5.

Flödesdata från Luleå älv visar att flödet i älven var relativt konstant under mätperioden i maj, ca 1000 m<sup>3</sup>/s (Bilaga 2).



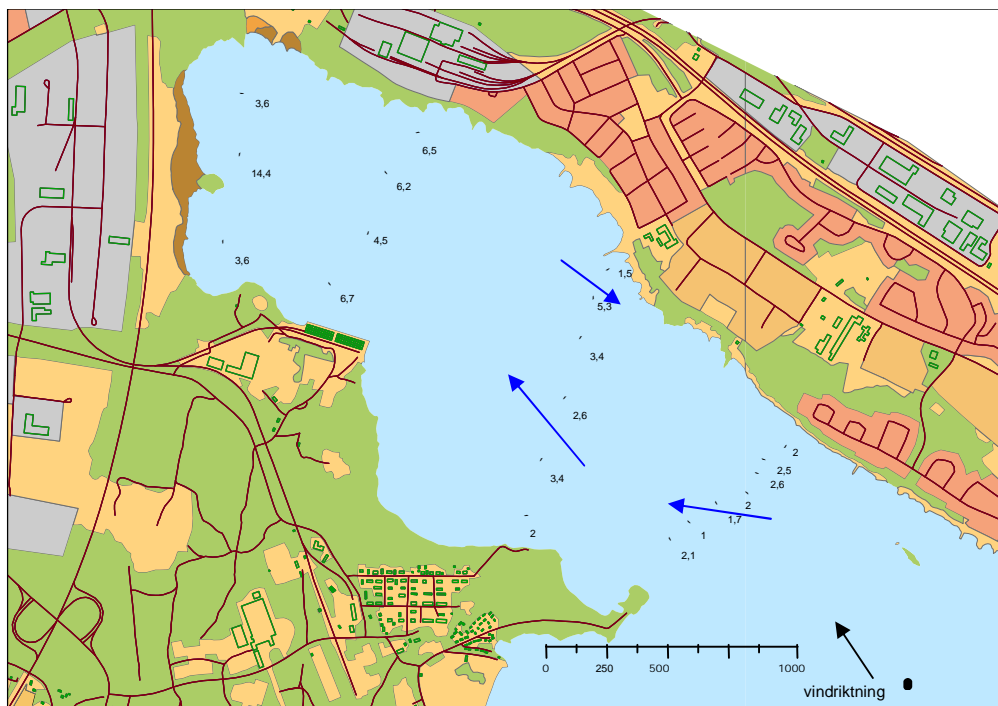
## 4.2 Resultat strömningsmätningar

### 4.2.1 Vattenströmning i Notviken, isbelagda förhållanden

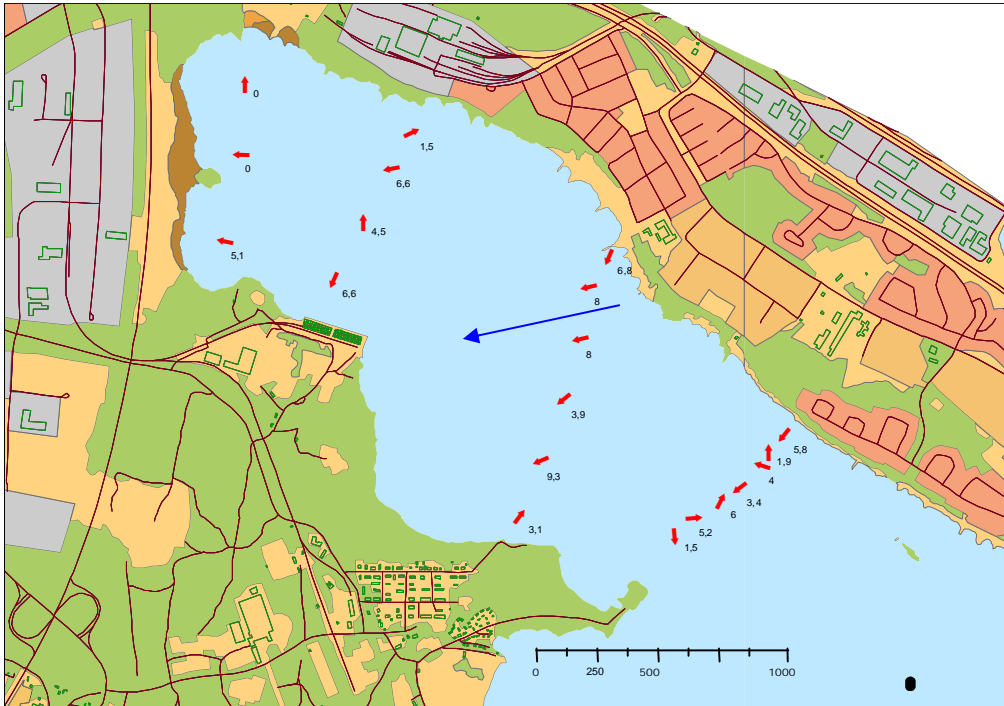
Resultatet från tidigare genomförd modellberäkning (Thalassos) visar att transporten i tvärsnittet blir 42 m<sup>3</sup>/s då flödet i Luleälven är 510 m<sup>3</sup>/s och vindhastigheten 0. Arealen på tvärsnittet mellan Stenarmen och Mjölkudden är ca 4300 m<sup>2</sup> vilket medför en genomsnittlig flödes hastighet på <1 cm/s (förutsatt att allt vatten strömmar åt samma håll). Mätinstrumentet som användes vid mätningarna vid isfria förhållanden gav inget utslag vid någon av punkterna i tvärsnittet och inga fortsatta mätningar genomfördes, eftersom hastigheten i övriga delar av Notviken bedömdes vara ännu lägre.

### 4.2.2 Vattenströmning i Notviken, isfria förhållanden

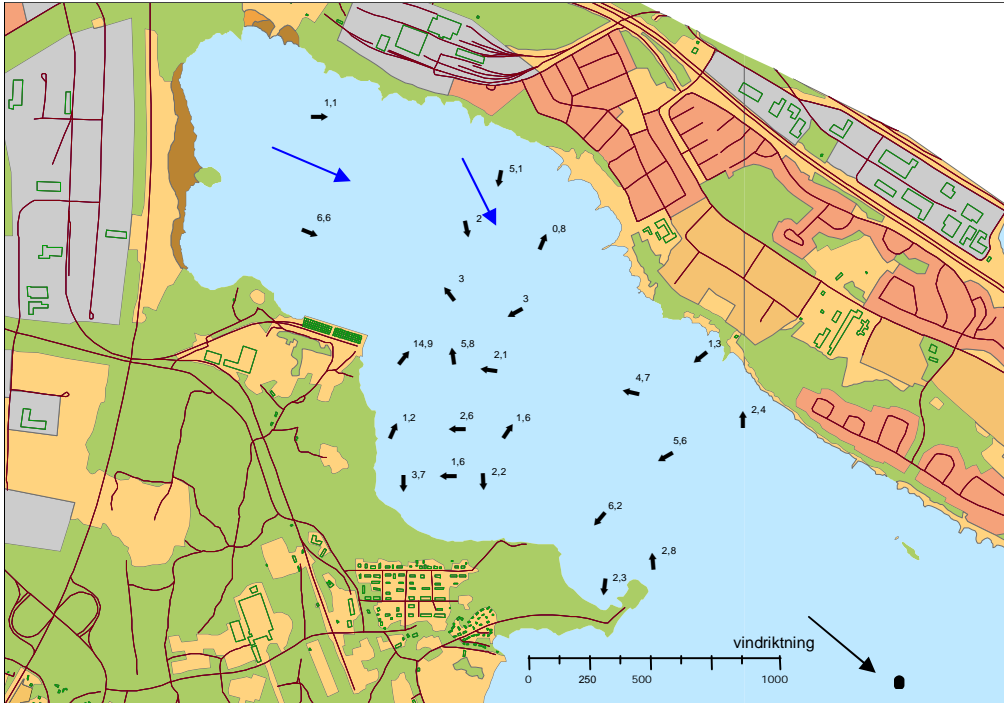
Figur 3-8 illustreras flödesriktning och flödes hastighet i Notviken vid ett antal olika vindriktningar och vindhastigheter. Figur 2, 4 och 6 visar flödet ca 1,5 meter under ytan och figur 3, 5 och 7 visar flödet nära botten. I figurerna har bedömda flödesriktningar markerats med blåa pilar.



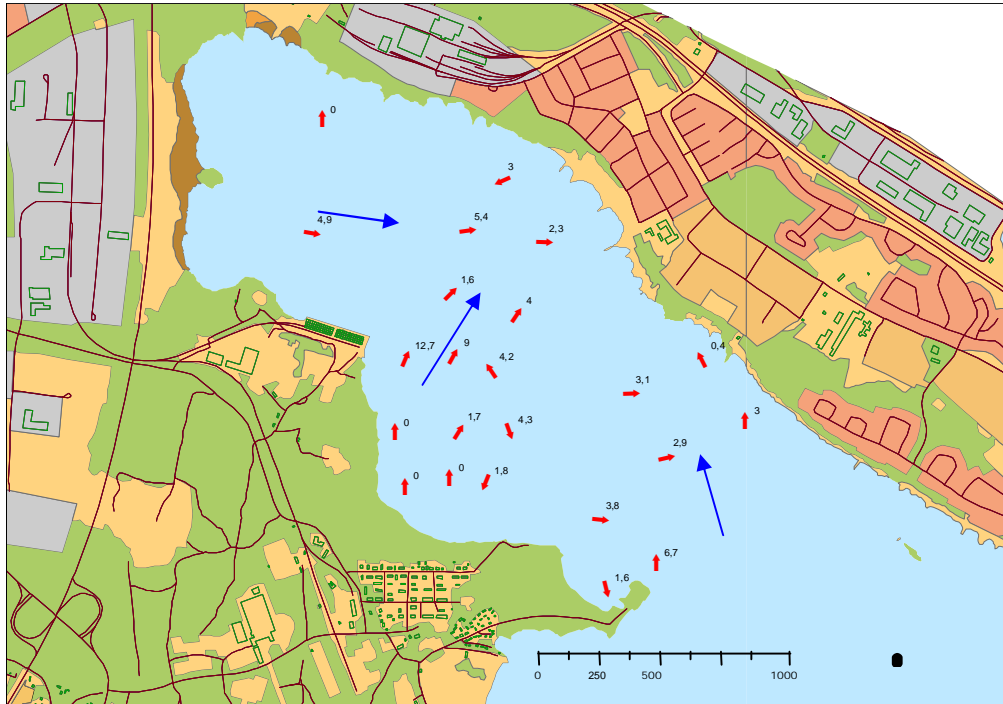
Figur 2. Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid ytan vid mättillfälle 1 (2007-05-22). Vindriktning 160°, vindstyrka 4-5 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blåa pilar.



Figur 3. Flödesriktning (röda pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid botten vid mättilfälle 1 (2007-05-22). Vindriktning 160°, vindstyrka 4-5 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blå pilar.

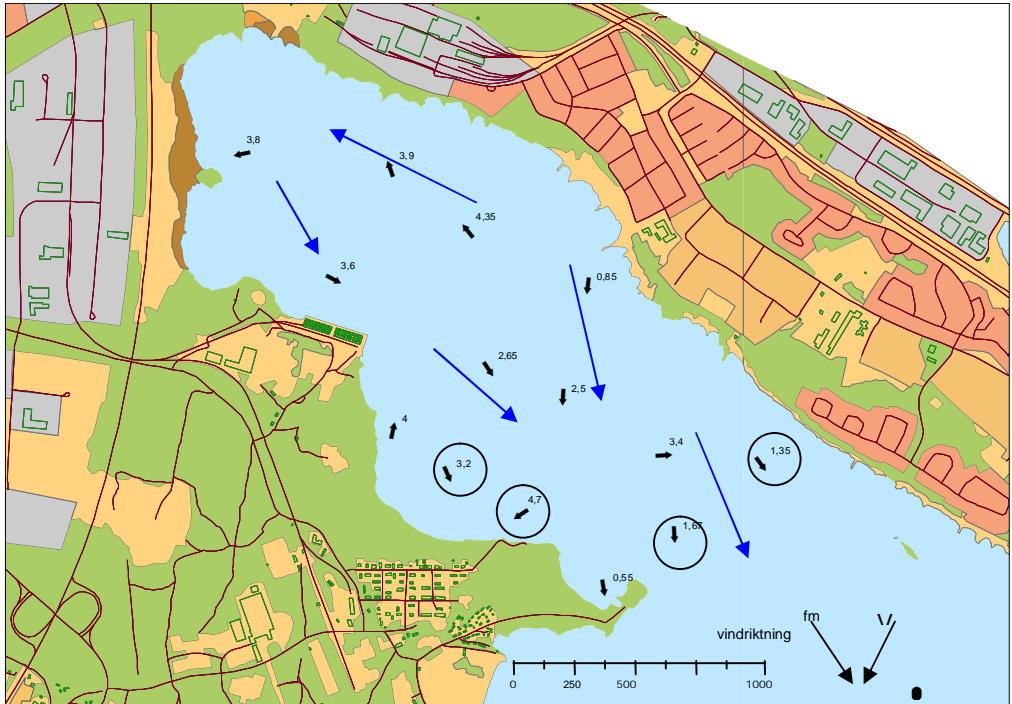


Figur 4. Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid ytan vid mättilfälle 2 (2007-05-23). Vindriktning 300°, vindstyrka 6-7 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blå pilar.

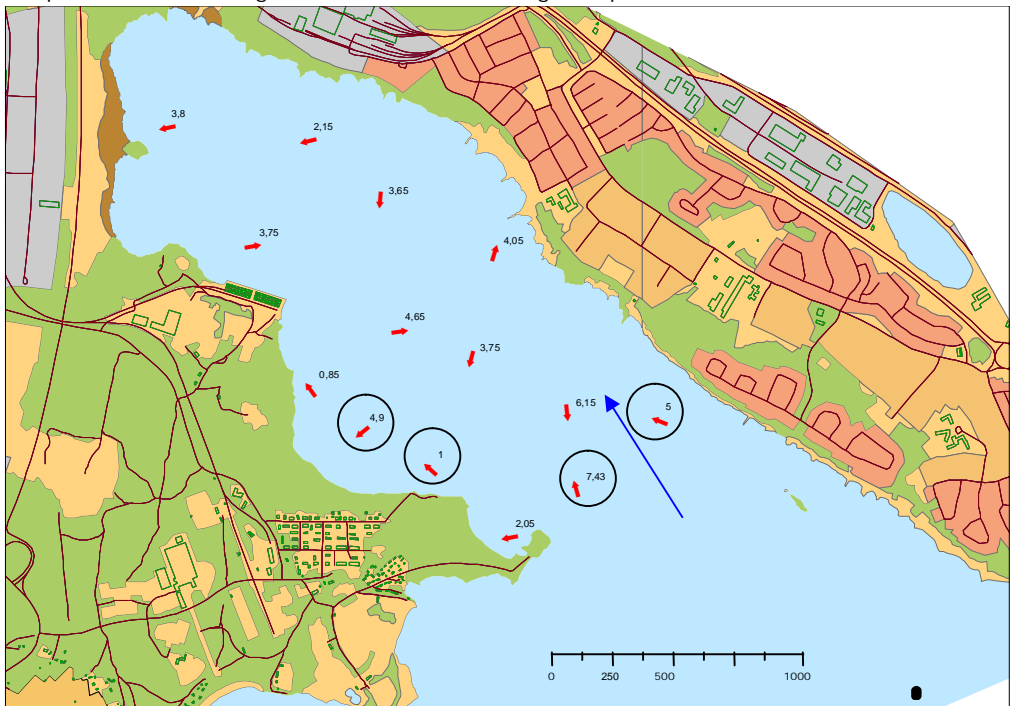


Figur 5. Flödesriktning (röda pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid botten vid mätillfälle 2 (2007-05-23). Vindriktning 300°, vindstyrka 6-7 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blå pilar.

Figur 6 och 7 illustrerar mätningar som genomfördes under 2007-05-29. På förmiddagen var vindriktningen 350 grader men vinden ändrades gradvis under dagen till 90 grader på eftermiddagen. Vindstyrkan var ca 3 m/s. De punkter där mätningar utfördes under en längre tid är markerade med ringar.



Figur 6 Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid ytan vid mättilfälle 3 (2007-05-29). Vindriktning 350° till 90°, vindstyrka 3,1 m/s. Svarta cirklar markerar mätpunkter där mätning utfördes under en förlängd tidsperiod.



Figur 7. Flödesriktning (röda pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid botten vid mättilfälle 3 (2007-05-29). Vindriktning 350° till 90°, vindstyrka 3,1 m/s. Svarta cirklar markerar mätpunkter där mätning skedde under en förlängd tidsperiod.

c:\documents and settings\astan\desktop\vattenomsättning och föroreningsspridning i notviken.doc

#### 4.2.3 Vattentransporter över tvärsnittet, isfria förhållanden

Utifrån strömningsmätningarna har en vattentransport över tvärsnittet Stenudden-Mjölkudden beräknats. Vattentransporten uppgick till ca 90 m<sup>3</sup>/s då vindhastigheten var ca 3 m/s, se Tabell 1.

Enligt tidigare modell (Thalassos) har flödet beräknats till 45 m<sup>3</sup>/s vid jämförbar vindriktning och vindstyrka. Flödet i älven är dock ca dubbelt så stort under strömningsmätningarna, se Tabell 1 och Tabell 2, vilket kan förklara varför högre värden på vattentransport erhöles.

Tabell 1 Vattentransport beräknade från strömningsmätningar

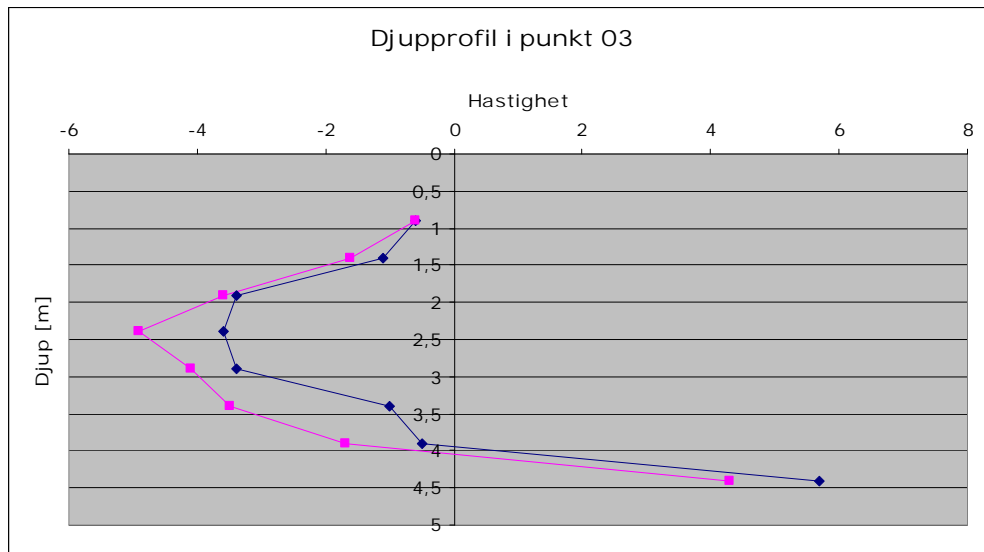
Vindhastighet [m/s]	Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Vindriktning	Transport ut genom tvärsnittet [m <sup>3</sup> /s]
3,1	1000	N-Ö, 360-90°	90

I Tabell 2 redovisas motsvarande resultat från Thalassos modell.

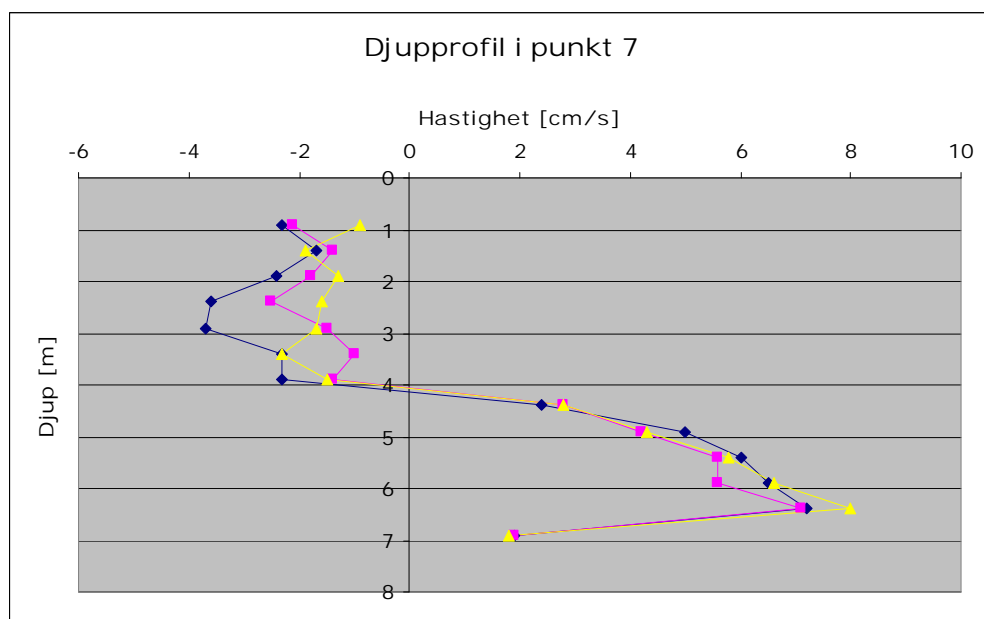
Tabell 2. Vattentransporter beräknade enligt Thalassos modell

Vindhastighet [m/s]	Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Vindriktning	Transport ut genom tvärsnittet [m <sup>3</sup> /s]
0	510	N, 0°	42
0	2000	N, 0°	177
3	510	SSÖ, 145°	66
3	510	NNV, 325°	45
7	510	SSÖ, 145°	177

I Figur 8 och Figur 9 redovisas profiler med vattenhastigheten i mät punkt 3 respektive 7. Punkterna är belägna längs med tvärsnittet Stenarmen-Mjölkudden. Figurerna visar hur strömningshastigheten i ytskiktet ökar några meter ner i vattnet (ca 2 meters djup) för att sedan minska igen i området där strömningsriktning skiftar (ca 4 meters djup). I Figur 9 når hastigheten sitt maximum ca 1-2 meter över botten för att sedan minska igen vid botten. De högsta hastigheterna i respektive profil är 6 cm/s i punkt 3 och 8 cm/s i punkt 7.



Figur 8. Två profiler uppmätta vid mättilfälle 3 (2007-05-29) vid mätpunkt 3 i tvärsnittet, positiv hastighet [cm/s] in mot Notviken.



Figur 9. Tre profiler uppmätta vid mättilfälle 3 (2007-05-29) vid mätpunkt 7 i tvärsnitt, positiv hastighet in mot Notviken.

Liknande profiler har tagits fram i Thalassos modell. Det som främst skiljer resultaten åt är att profilerna från de utförda strömningsmätningarna visar att strömningsriktningen ändras djupare ner i vattnet än vid modellberäkningarna, där ytskiktet är mycket tunnare.

### 4.3 Flödesmönster

Resultaten från strömningsmätningarna tyder på att transportriktningen främst varierar med djupet, dvs. när vattnet strömmar in i Notviken i det övre vattenskiktet strömmar det ut från viken i bottenskiktet och vice versa.

Enligt tidigare genomförd Modell (Thalassos) är detta flödesmönster inte lika tydligt utan modellen visar främst att vatten strömmar in på den östra sidan och ut på den västra sidan av tvärsnittet.

Generellt visar mätningarna att vattenströmningen i ytskiktet är riktat åt samma håll som vindriktningen. Mätningarna vid botten har inte lika entydig flödesriktning, vilket kan bero på att det vid botten uppkommer lokala strömmar och flödesvariationer p.g.a. ojämnheter.

Det vindpåverkade ytskiktet inom vilket vattnet har samma flödesriktning är ca 3-4 meter djupt, vilket motsäger resultatet från de tidigare modellberäkningarna, där ett mycket tunt vindpåverkat ytskikt antas.

Området vid fibersedimenten bedöms ha ett cirkulärt flödesmönster. Strömningen uppkommer i både yt- och bottenskiktet (Figur 4-7).

### 4.4 Vattenföring

Strömningsmätningarna visar att hastigheten vid bottenskiktet generellt är större än hastigheten i ytskiktet. Hastigheten i ytskiktet vid tvärsnittet uppgår vid mätningarna maximalt till ca 3 cm/s, med en vindhastighet på 4-5 m/s och ett flöde i älven på ca 1000 m<sup>3</sup>/s. Hastigheten vid de grunda områdena längst in i viken är högre än områden längre ut i viken.

Inga av de genomförda mätningarna har verifierat resultatet från modellen (Thalassos) m a p att vattenströmningshastigheten vid den östra sidan är större än vid den västra.

Enligt Thalassos modell ökar transporten ut från Notviken proportionellt mot flödet i älven. Modellberäkningarna visar att transporten ut genom tvärsnittet är större då vindriktningen är riktad in mot viken (SSÖ). Modellen visar att vid vindhastigheter på 3 m/s ökar transporten från 45 till 66 m<sup>3</sup>/s vid ändrad vindriktning. En ökning av vindhastigheten från 0 till 3 m/s gav enligt modellen endast en ökning på 3 m<sup>3</sup>/s då vinden kom från nordväst.

## 5. Modellering

### 5.1 Introduktion modellering

En modell av Notviken har byggts upp och implementerats i ett CFD- program (Computational Fluid Dynamics). Programmet kan beräkna vattenströmningar samt transport av material löst i vattnet. Ramböll använder det kommersiella CFD-programmet Ansys CFX version 11 ([www.ansys.com](http://www.ansys.com)) till modelleringen. Programmet är generellt, dvs kan lösa ett flertal olika typer av strömningsproblem (stationära, transienta, laminära, turbulenta mm) i en mängd olika miljöer. Programmet kan hantera mycket komplexa geometrier och strömningsproblem och på så sätt kan det säkerställas att upplösningen är tillräcklig. Detta medför att de relevanta parametrarna i vattenomsättningen samt tillhörande transport av föroreningar kan tas med i simuleringarna. De första simuleringarna genomfördes m a p vattenomsättningen i Notviken. Resultatet från simuleringarna beskriver flödesriktningar och -hastighet i viken, under olika förhållanden. Utifrån modellresultaten kan vattenomsättning i viken beräknas. Genom att jämföra körningar med olika indata kan man se hur flödet i Notviken påverkas vid olika vindriktningar och vid olika flöden i Luleälven.

I nästa steg genomfördes simuleringar av kvicksilver- och metylkvicksilver-spridning. Spridningen av kvicksilver och metylkvicksilver sker i partikelbunden form. Genom att sedimenten resuspenderas frigörs förorenat sediment till Notvikens vatten. Simuleringarna gjordes baserat på data från provtagningar av suspendat i sedimentfällor. Dessa mätvärden lades in i modellen som källvärden och utifrån dessa beräknades spridningen av föroreningshalterna i vattnet .

### 5.2 Modellbeskrivning

CFD är ett avancerat numeriskt verktyg för bland annat beräkningar av tredimensionella strömningar samt värme- och ämnestransport. Det har byggts upp en geometrisk modell av Notvikenområdet, varefter denna modell indelats i ett antal beräkningsceller som ingår i ett beräkningsnät. Lösningdomänen, dvs det område som strömningen ska beräknas i, består av ett nät vari alla de styrande ekvationerna för vatten- och ämnestransport löses numerisk. Efter att lösningarna i de enskilda cellerna sammanräknats fås till sist en fullständig och tredimensionell bild av flöden i området. De styrande ekvationerna kan skrivas som en generell transportekvation:

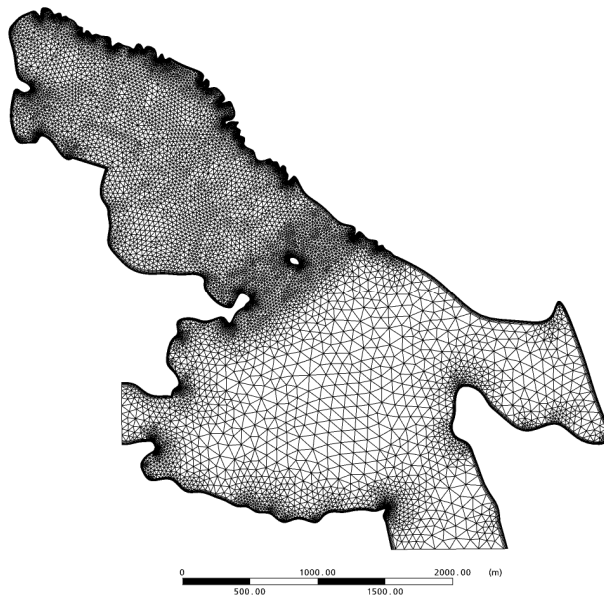
$$\frac{\partial \rho \phi}{\partial t} + \bar{\nabla} \cdot (\rho \bar{u} \phi) = \bar{\nabla} \cdot (\Gamma \bar{\nabla} \cdot \phi) + S_{\phi}$$



där  $\Phi$  är en godtycklig skalär (exempelvis vattenhastighet eller sediment/förorening),  $\rho$  är densiteten för vatten,  $\Gamma$  är diffusiviteten för den gällande skalären och  $S_\Phi$  är en källterm.

Turbulensen i strömningarna förorsakar en större blandning och utväxling av bl.a. vatten och ämnen. Denna modelleras via turbulensmodeller, där ekvationer för turbulensens längdskala och hastighet löses. Dessa används till att bedöma storleken på den turbulenta diffusiviteten. I de genomförda simuleringarna har en SST modell (Shear Stress Turbulence model) använts där den turbulenta kinetiska energin och dess dissipation modelleras med 2 ekvationer.

Figur 10 visar det använda beräkningsnätet i simuleringarna. Totalt har 560 000 beräkningsceller i 3 dimensioner använts i modellen.



Figur 10. Beräkningsnät för CFD modellen.

### 5.3 Indata till flödesmodelleringen

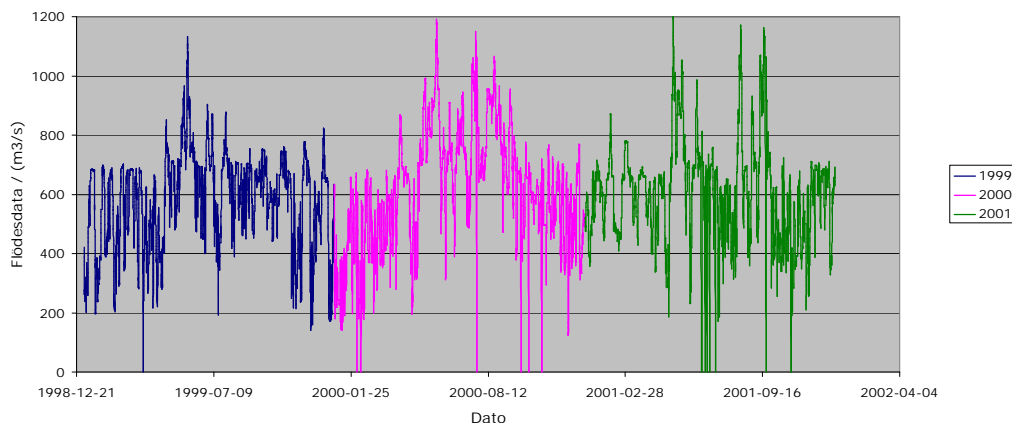
De parametrar som har använts som indata till modellen är följande: vinddata (riktningar och hastigheter) (SMHI), flöde i Luleälven (Bodens kraftstation).

I modellen tas inte hänsyn till vattenståndsvariationer. I modellen ansätts vattenståndet under den simulerade perioden som konstant. Även flödet i älven och vindriktningarna är konstanta under hela perioden. Utifrån de beräknade värdena för flöden har transport av Hg och Me-Hg samt dess koncentrationer beräknats. Därefter används vindstatistiken till att beräkna den årliga fördelningen av vindpåverkan på Notviken och därmed transporten av Hg och Me-Hg.

### 5.3.1 Flödes- och vinddata

Simuleringar har genomförts med ett antal olika flöden i Luleälven som indata. Detta för att undersöka huruvida skillnaderna påverkar flödesmönstret i Notviken och transporten av suspenderat material. Flödets påverkan på sedimenten i Notviken beror till stor del på om viken är isbelagd eller ej. Vid isbelagda förhållanden är flödet in till Notviken betydligt mindre jämfört med isfria förhållanden. I modellen ansätts isbelagda förhållanden (d.v.s. utan vindpåverkan) på Notviken från mitten av november till slutet av april. Strömningskrafterna kommer då vara så små att de inte påverkar sedimentet alternativt bara påverkar mycket lite i förhållande till övriga månader. I modellen har påverkan från flöde och vindstress under denna period försumrats.

Enligt flödesdata för år 1999-2003 varierade flödet i Luleälven (Bodens kraftstation) mellan ca 200 m<sup>3</sup>/s och 1200 m<sup>3</sup>/s (Figur 11). Medelvärdet under dessa år låg på 552 m<sup>3</sup>/s.

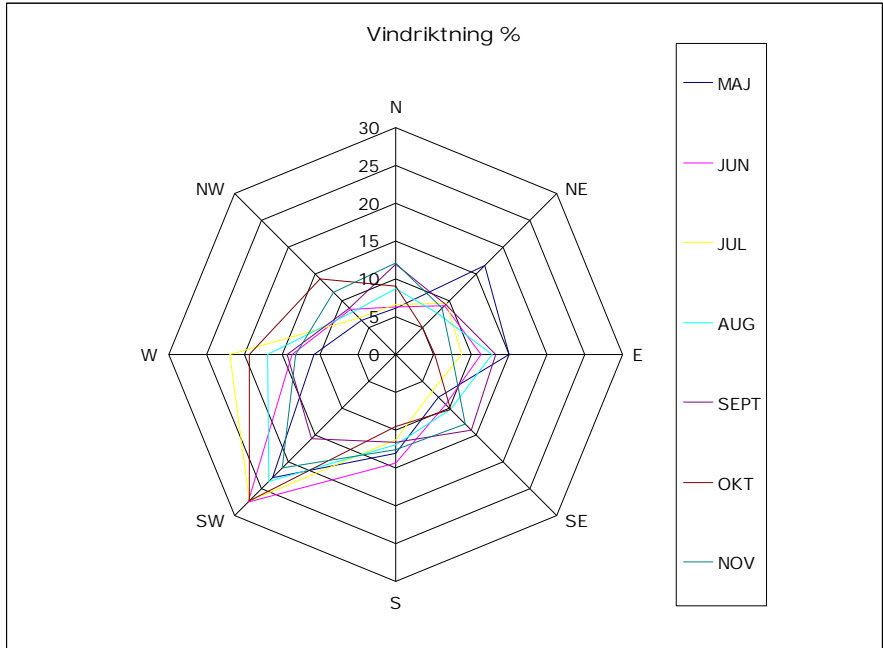


Figur 11. Flödesdata från kraftstationen i Boden under åren 1999-2001.

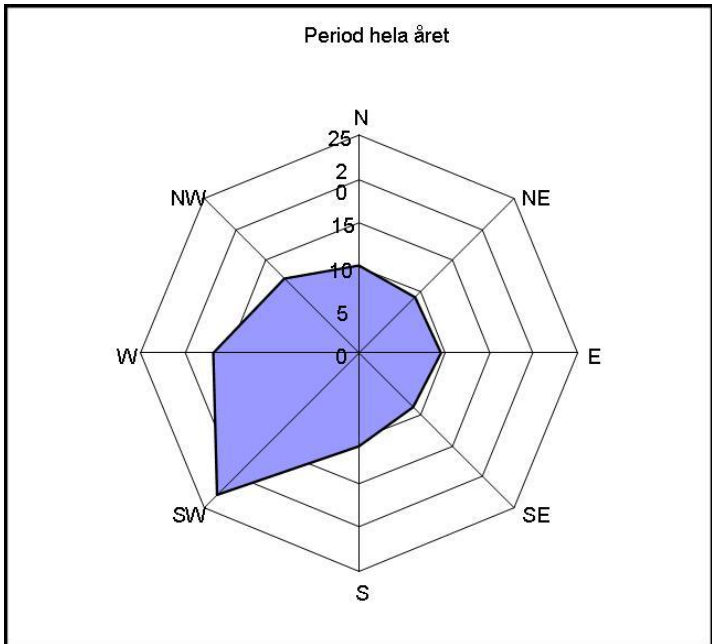
I modellen har tre olika flöden i älven använts vid modelleringen. Dessa har valt ut för att representera ett medelvärde, ett maxvärde samt ett extremvärde. De ansatta flödena är 510, 1200 och 2000 m<sup>3</sup>/s.

Från maj till mitten av november påverkas vattnet i Notviken av vindstress och därför har denna period använts vid modelleringen. I nedanstående avsnitt redovisas de vindhastigheter och vindriktningar som använts till modellen, baserat på data från SMHI.

Under perioden från maj till november 2006 är Notviken primärt påverkad av vind från sydvästlig riktning, som svarar för 25 % av tiden, men också västliga och sydliga vindriktningar förekommer under 15 till 20 % av tiden (Figur 12 och Figur 13). Statistiken är framtagen från väderdata för perioden 2006-09-01 till 2007-08-31 (baserat på data från SMHI, bilaga 5).

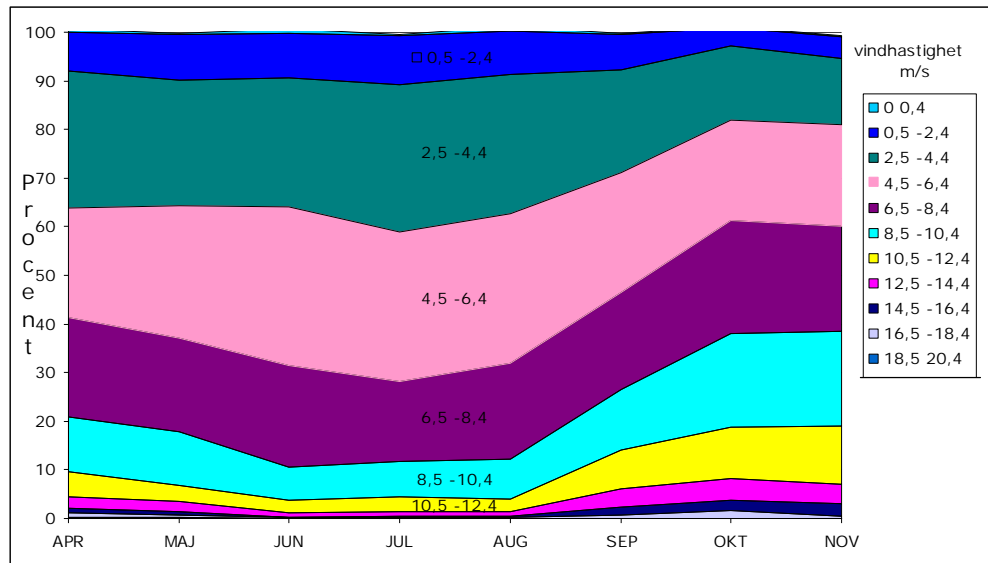


Figur 12 Vindriktning fördelat över månaderna då Notviken inte är isbelagd.



Figur 13 Genomsnittlig vindriktning fördelat under ett år (SMHI).

Vindhastigheterna ligger i genomsnitt på 4-6 m/s, med en standardavvikelse på ca 3 m/s. Största andelen av vindhastigheterna ligger på mindre än 6 m/s (Figur 14).



Figur 14 Fördelning av vindhastigheten [m/s] under månaderna, då det inte ligger is på Notviken.

Vattenströmningen vid förhållanden utan vindpåverkan har undersökts för följande flöden i älven: 510, 1200 samt 2000 m<sup>3</sup>/s.

I tabell 3 redovisas undersökta kombinationer av vindriktningar och vattenflöden som använts vid simuleringarna av vattenströmning med vindpåverkan i Notviken. Vindriktningarna har valts ut så att en jämn spridning över väderstrecken fås. Viss justering har gjorts för att inkludera de vindriktningar som innebär en vind rakt in mot Notviken S-SÖ (160°) samt rakt ut från Notviken V-NV (300°). Syftet med att simulera olika vindriktningar är att undersöka hur vattenströmningen i Notviken skiljer sig beroende på vindriktning.

Flödet i Luleälven har vid modelleringen vid samtliga vindriktningar ansatts till 510 m<sup>3</sup>/s då detta flöde representerar medelflödet i älven. Vid vindriktningen S-SÖ, dvs rakt in mot Notviken, har tre olika flöden simulerats. Dessa flöden representerar medelflödet, ett "normalt" maxflöde samt ett extremflöde. Syftet med att variera flödet är att undersöka hur vattenströmningen i Notviken skiljer sig beroende på vattenföringen i Luleälven.

Vindhastigheten har satts till 4.5 m/s i samtliga modellberäkningarna där det sker vindpåverkan på (dvs. isfria förhållanden), då det blir komplext att utvärdera samt redovisa alltför många varierande parametrar.

Tabell 3. undersökta kombinationer av vindriktningar och vattenflöden

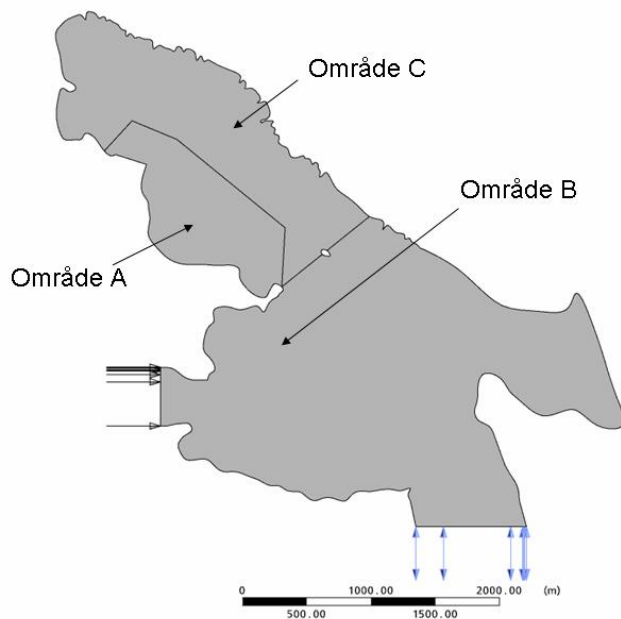
Vindriktning	Vindriktning [grader] (Nord = 0°)	Vattenflöde Lule älv [m <sup>3</sup> /s]
NÖ	45	510
Ö	90	510
S-SÖ	160	510, 1200, 2000
S	180	510
SV	225	510
V	270	510
V-NV	300	510

### 5.3.2 Randvillkor

Följande randvillkor har ansatts vid modellering:

1. Vattenytan är en friktionsfri yta
2. Botten är en yta med friktion

Figur 15 visar beräkningsdomänen för delar av Luleälven och Notviken samt randvillkoren i modellen.



Figur 15. Randvillkor (inlopp och utlopp) i CFD modellen och indelning av Notviken på basis av mätningar av Hg-innehåll i sedimentfällorna.

## 5.4 Modellering föroreningsspridning

### 5.4.1 Konceptuell modell

För att beräkna spridningen av kvicksilver och metylkvicksilver från sedimenten har en konceptuell modell, som redovisas i bilaga 5, satts upp. Modellen baseras på en indelning av Notviken i käll- och recipientområden. Källområdet utgörs av fibersedimenten, där de högsta halterna av kvicksilver återfinns. Utanför källområdet finns två recipientområden (inre och yttre), vilka tillsammans benämns område A. Vattnet i område A har en konstant halt av kvicksilver och metylkvicksilver, vilken är resultatet av tillskott av föroreningar från källområdet samt inströmning av vatten från område C (resterande del av Notviken). I både källområdet och recipientområdena (område A) sedimenterar en stor del av föroreningarna. En del sprids vidare till resterande del av Notviken, vilken betecknas som område C.

Till område C strömmar också vatten från Lule älv. Det antas att område C fungerar som en blandningsbassäng där vatten från område A och Lule älv blandas fullständigt. Från område C sker sedan en spridning av kvicksilver och metylkvicksilver ut till Lule älv.

Modellen används för att bedöma hur materialet transporteras in och ut från Notviken. Vid modelleringen med vindpåverkan tas hänsyn till lokala meteorologiska förhållanden. Data över de mest frekvent förekommande vindriktningarna och dess fördelning över året har använts. Resultaten från de genomförda simuleringarna bidrar till att öka kunskapen om hur vattenomsättningen och transporten av material sker under påverkan av vindstress.

### 5.4.2 Indata flöden och vind

De vanligaste vindriktningarna är mellan 160° till 300° (sydost till nordvästlig riktning). Vid vindriktning 225°-300° uppkommer de högsta hastigheterna vid Notvikens botten och påverkar därför spridningen av sediment i störst utsträckning. Ett antal vindriktningar (Tabell 4) har valts ut vid simulering av föroreningstransport för att undersöka hur spridningen skiljer sig vid olika vindriktningar.

Tabell 4. Utvalda vindriktningar för simuleringarna

Vindriktning	Vindriktning/ grader [°] (Nord = 0°)	Vattenflöde Lule älv [m <sup>3</sup> /s]
NÖ	45	510
Ö	90	510
S-SÖ	160	510, 1200, 2000
S	180	510
SV	225	510
V	270	510
V-NV	300	510

Sedimenttransporten har undersökts för genomsnittsfördet 510 m<sup>3</sup>/s samt flödena 1200 m<sup>3</sup>/s samt 2000 m<sup>3</sup>/s. Ett större flöde i Luleälven bedöms bidra till en större spridning av föroreningar i Notviken och ut i Luleälven. I inledande simuleringar har transporten undersökts för flödena 510, 1200 och 2000 m<sup>3</sup>/s då viken är utan vindpåverkan. Spridning av kvicksilver och metylkvicksilver har använts för att beräkna den genomsnittliga samt den maximala kvicksilver- och metylkvicksilvertransporten vid de skilda flödena.

Simuleringarna är körda som stationära simuleringar, vilket innebär att de visar hur spridningen kommer att vara efter mycket lång tid. Värderna för vattentransport, medelkoncentrationer och transport av Hg och Me-Hg har tagits fram utifrån simuleringarna. Den totala transporten för ett år har beräknats genom att ta hänsyn till inflytandet från de olika vindriktningarna samt frekvensen av vindriktningar. Genomsnittet av vindhastigheten ligger mellan 4-6 m/s. I modellberäkningarna har vindhastigheten 4.5 m/s ansatts.

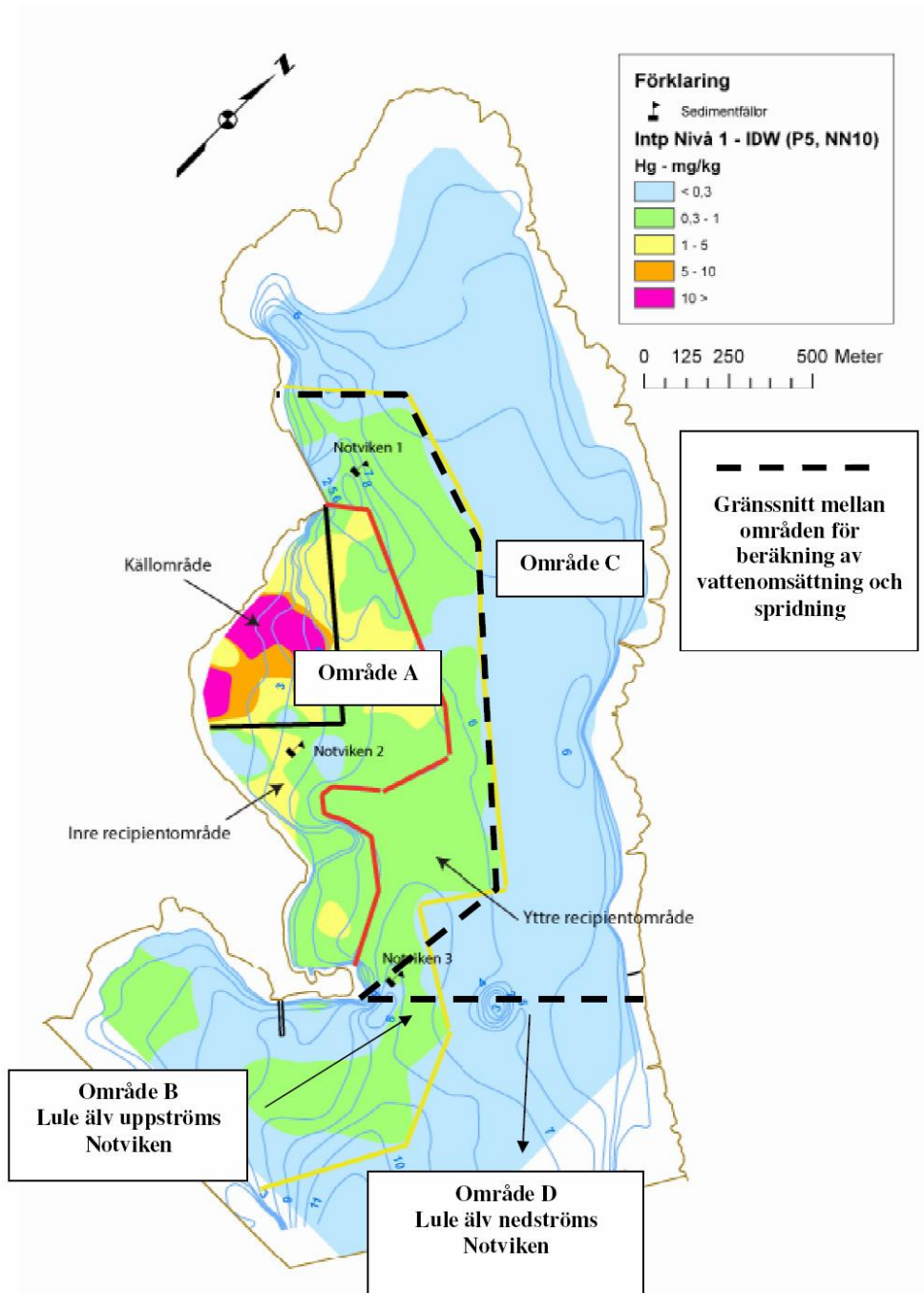
Då primärt långtidsspridning är intressant, kommer spridningen av Hg och Me-Hg för varje vindriktning kombinerat med frekvensen av vindriktningar användas till att beräkna den samlade transporten för varje månad samt för hela året.

Inom ramen för huvudstudien har mätningar av suspendat i sedimentfällor samt halten suspendat i vatten genomförts vid fyra tillfällen under ett år (Envipro Miljöteknik, 2008). För att data skulle passa i modellen räknades halterna i suspendatet om till en halt i vatten. Detta gjordes genom att multiplicera halten i suspendatet med halten suspenderat material i vattnet. Dessa koncentrationer har används som indata i CFD-modellen. Indata till modellen redovisas i Tabell 5 samt Figur 16.

Strömningen och halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i suspendat skiljer sig mellan isfria och isbelagda förhållanden i Notviken. Då CFD-modellen kan ta hänsyn till detta har halter beräknats separat för dessa två fall.

Tabell 5. Beräknade halter av Hg och Me-Hg i område A och B. Områdena visas i nedanstående figur 15. Då strömningen i Notviken skiljer sig mellan isfria och isbelagda förhållanden används olika koncentrationer för respektive fall.

Notviken 3	Beräknad halt Hg [ng/l]		Beräknad halt Me-Hg [ng/l]	
	Område A	Område B	Område A	Område B
Isfria förhållanden	1,16	0	0,0062	0
Isbelagda förhållanden	0,19	0	0,0024	0



Figur 16. Översiktsbild över Notviken med placering av områden och sedimentfällorna. (Avgränsningen mellan område B och C kan variera mellan olika tillfällen beroende på strömningsriktningar. Områdesavgränsningen kan också vara en skiktning i vertikalled, exempelvis vid utåtriktad ström längs botten och inåtriktad vid ytan (och vice versa)).



## 6. Resultat modellering

### 6.1 Vattenströmningen i Notviken

Effekten av flödet har undersökts genom att genomföra en rad stationära simuleringar. Flödet i Luleälven och vattenströmningen Notviken har modellerats och jämförts med utförda strömningsmätningar för utvalda vindriktningar.

Resultat från strömningsmodelleringen redovisas i bilaga 7 och 8. Samtliga körningar redovisas med sex bilder: överst bilder med strömlinjer (d.v.s. den strömningsväg vattnet tar), i mitten bilder med konturer över flödes hastighet och nederst bilder med vektorer över flödesriktning och flödes hastighet.

I samtliga fall visar den vänstra bilden flödet vid ytan och den högra bilden flödet vid botten av Notviken. Skalan i figurerna visar flödes hastigheten 0-0,1 m/s vilket motsvarar 0-10 cm/s.

#### 6.1.1 Vattenströmning utan vindpåverkan

I bilaga 7 redovisas körningar från modelleringen utan vindpåverkan.

Simuleringarna utan vindstress visar att flödet i Luleälven inte strömmar direkt in i Notviken utan att inströmningen till Notviken vid medelflödet ( $510 \text{ m}^3/\text{s}$ ) främst sker vid Stenarmen och utströmning primärt vid Mjölkkudden. Vid höga flöden ( $>1200 \text{ m}^3/\text{s}$ ) är flödesmönstret omvänt med inströmning vid Mjölkkudden och utströmning vid Stenarmen.

Ett tydligt resultat från modelleringen är att det vid större flöden i älven sker en ökning av vatten hastigheter i Notviken. Hastigheterna i viken ligger dock vid samtliga simuleringar mellan 0-2 cm/s, d.v.s. ett relativt litet flöde.

#### 6.1.2 Vattenströmning med vindpåverkan

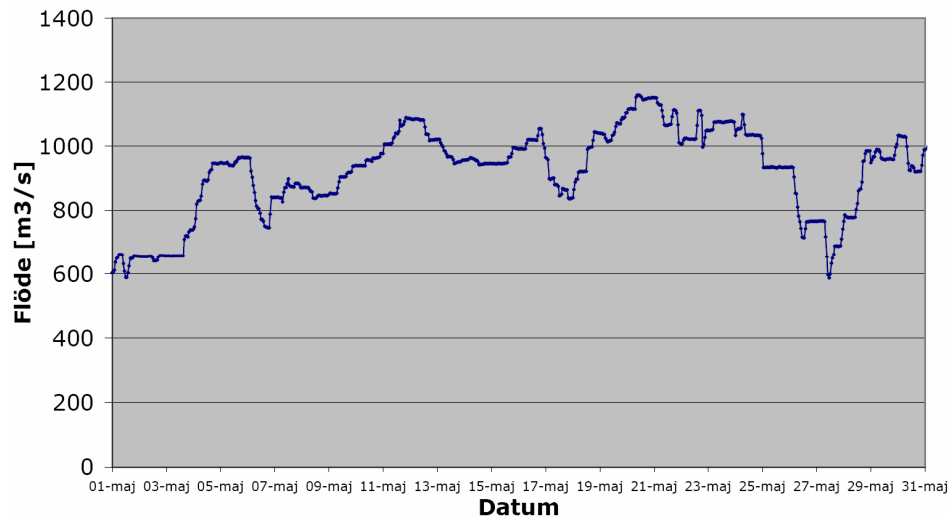
I bilaga 8 redovisas körningar från modelleringen med vindpåverkan.

Modellkörningarna visar generellt samma flödesmönster som utan vindpåverkan, d.v.s. att inströmningen till Notviken vid medelflöde i älven sker vid Stenarmen och utströmning primärt sker vid Mjölkkudden. Vid högre flöden i älven är strömningsmönstret det motsatta. Vid vissa vindriktningar sker en tydlig utströmning vid botten och inströmning vid ytan.

Vid vindriktningarna 225° till 300° uppkommer ökade strömningshastigheter vid botten av Notviken. Detta innebär att det kan ske en ökad transport av sediment och det bedöms att dessa vindriktningar bör undersökas med avseende på transport av Hg.

### 6.1.3 Jämförelse mellan mätningar och modellberäkningar

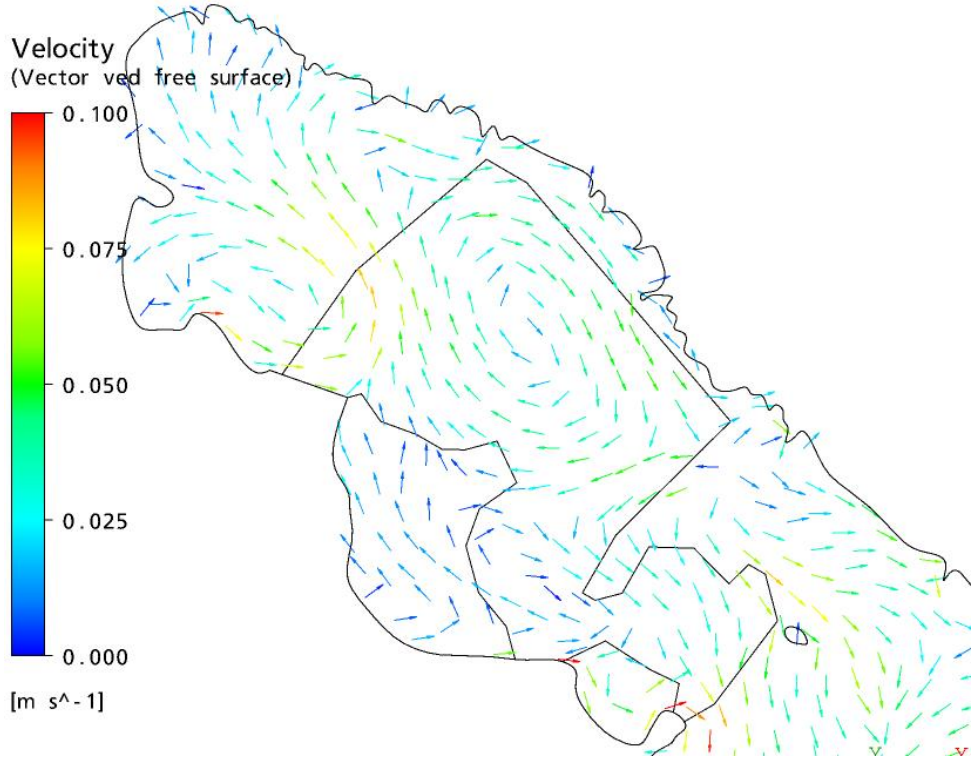
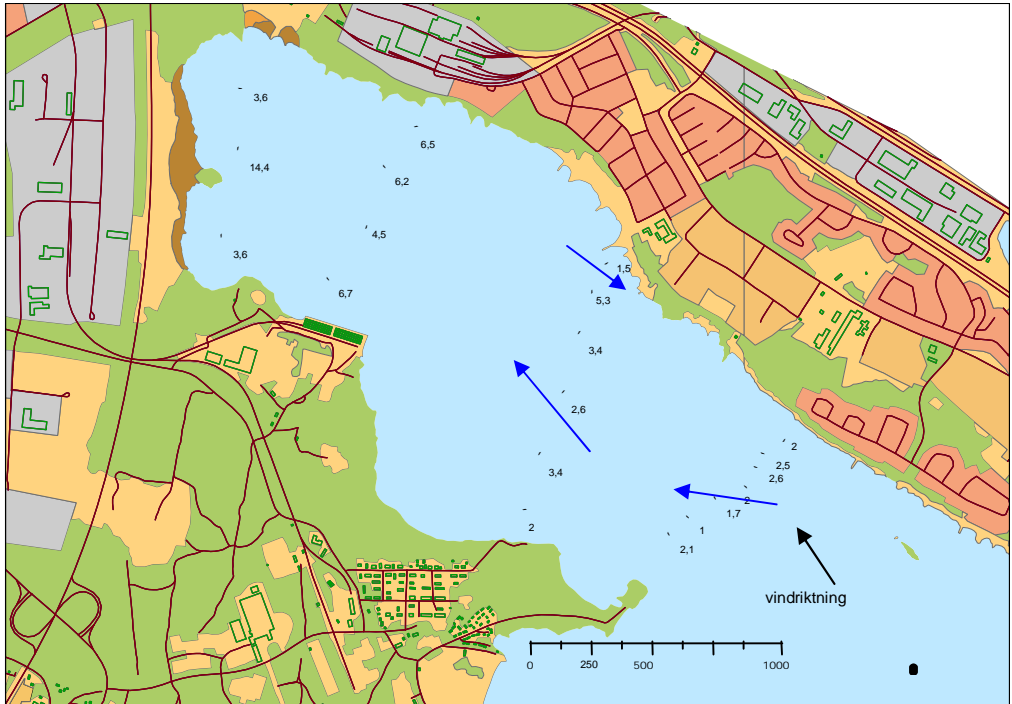
I Figur 17 samt bilaga 2 redovisas hur flödet i Luleälven varierade under maj 2007. Data kommer från kraftbolagets mätningar i Luleälven (Bodens kraftstation).



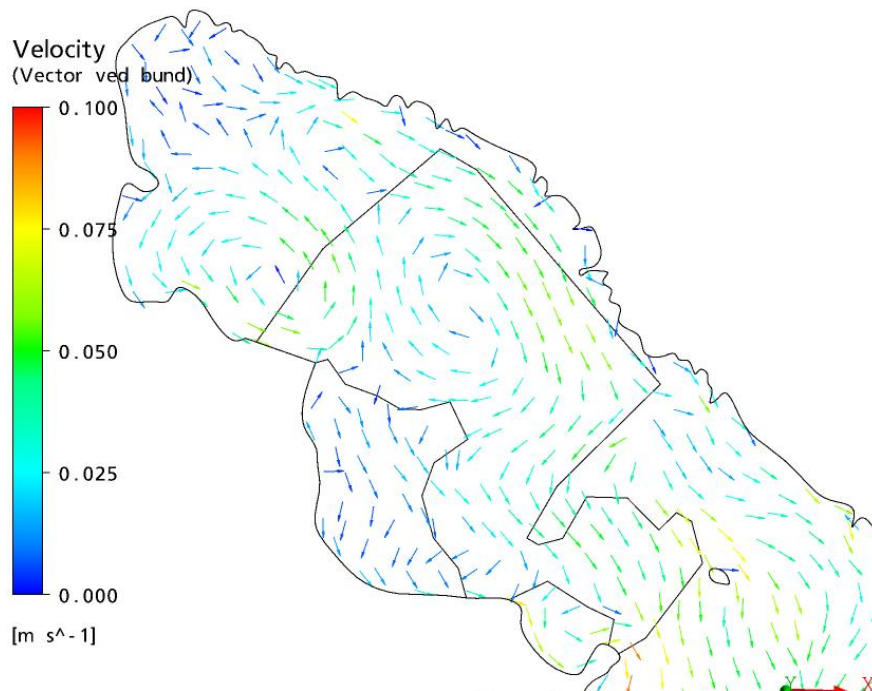
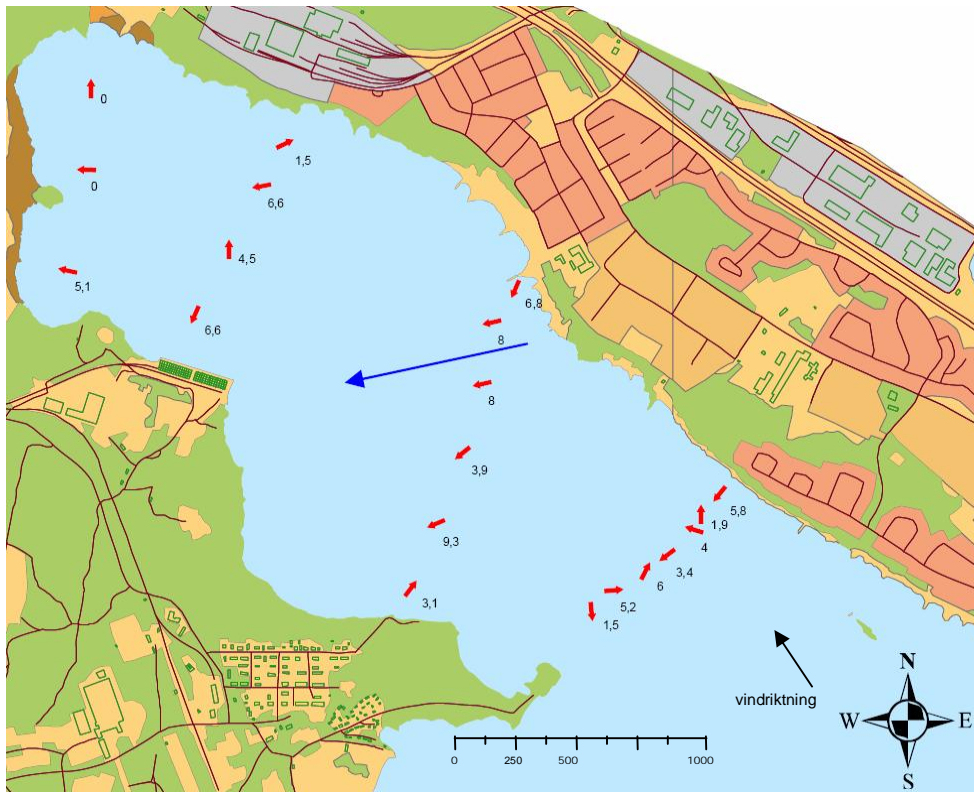
Figur 17. Flödet i Luleälven i perioden från 1 maj till 31 maj, 2007.

För att undersöka kvaliteten av modellberäkningarna har det genomförts en översiktlig jämförelse mellan strömningsmätningarna och modellresultaten (Figur 18-21).

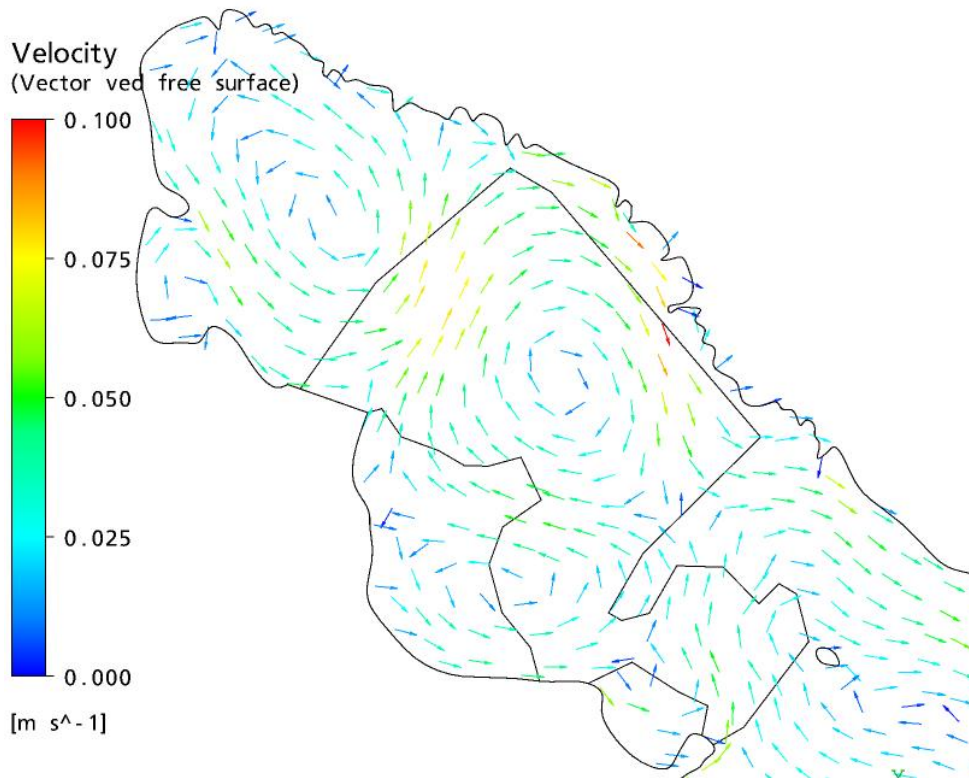
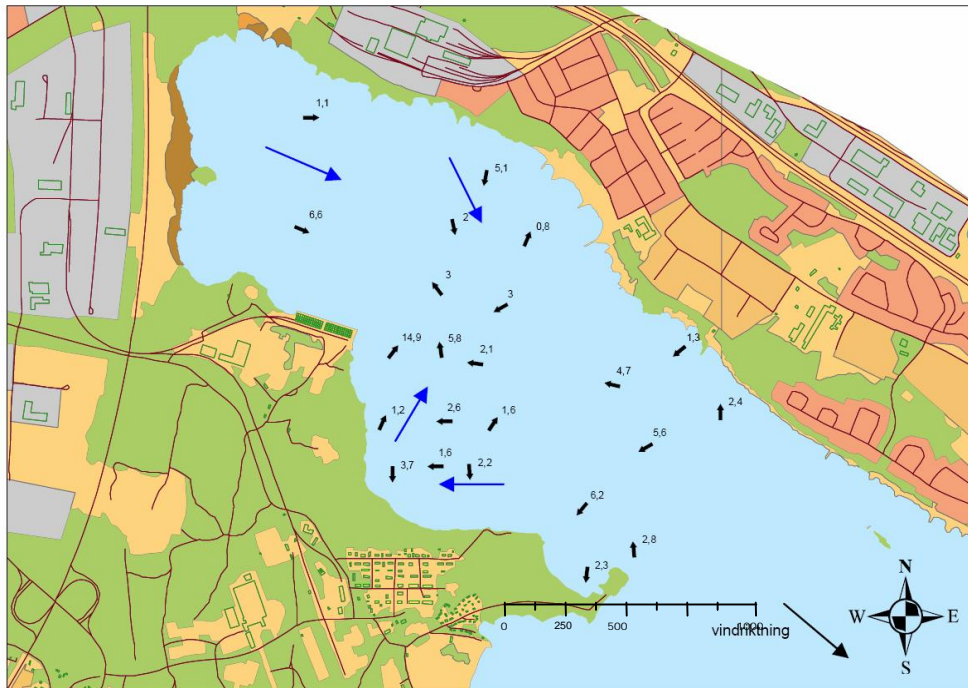
För jämförelse mellan modellberäkningar och modelldata har två måttillfällen valts, den 22 och 23 maj 2007. Vindriktningen var S-SÖ (160°) och vindhastigheten 4-5 m/s under mätperioden. Flödet i de två referensscenarierna har satts till 1000 m<sup>3</sup>/h, då detta är ungefärligt medelflöde i älven under mätperioden (Figur 17).



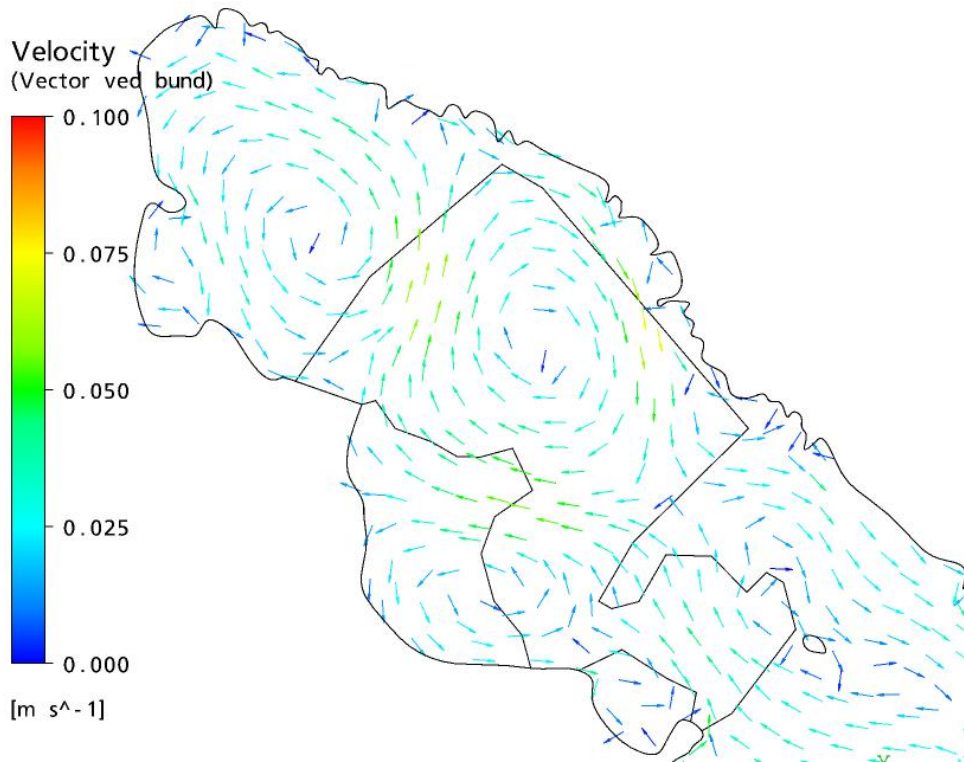
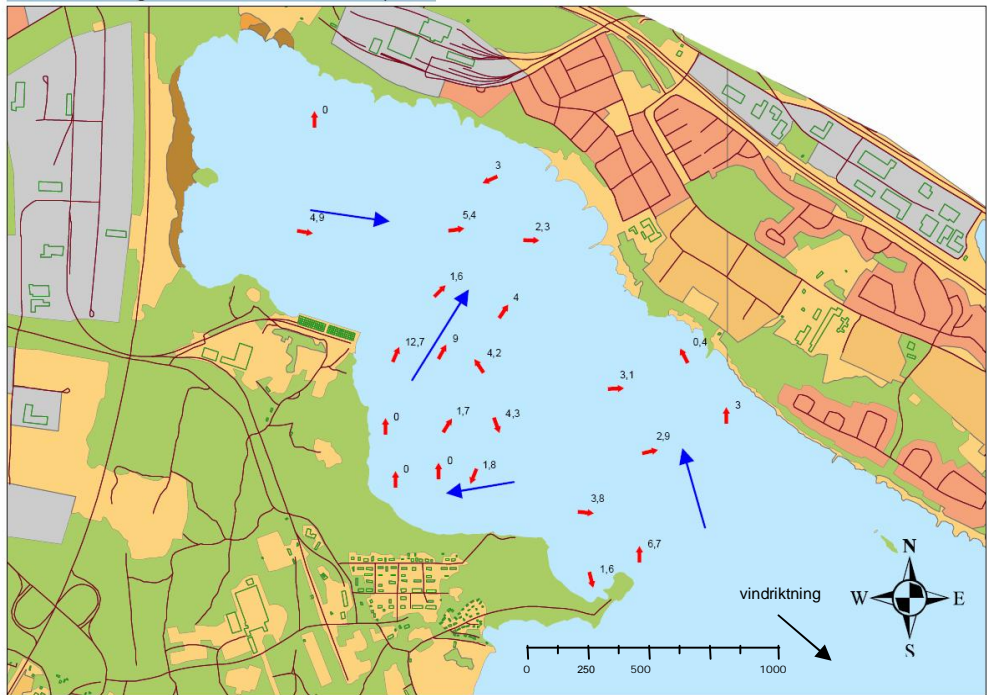
Figur 18. Övre bilden: Mätningar: Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid ytan vid mättilfälle 1 (2007-05-22). Vindriktning 160°, vindstyrka 4-5 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blå pilar. Nedre bilden: modellberäkningar



Figur 19. Övre bilden: Mätningar: Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid botten vid mättilfälle 1 (2007-05-22). Vindriktning 160°, vindstyrka 4-5 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blå pilar. Nedre bilden: modellberäkningar



Figur 20. Övre bilden: Mätningar: Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid ytan vid mättilfälle 2 (2007-05-23). Vindriktning 300°, vindstyrka 6-7 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktning Nedre bilden: modellberäkningar



Figur 21. Övre bilden: Mätningar: Flödesriktning (svarta pilar) och vattenhastighet (cm/s) vid botten vid mättillfälle 2(2007-05-23). Vindriktning 300°, vindstyrka 6-7 m/s. På kartan har huvudsakliga bedömda flödesriktningar markerats med blå pilar. Nedre bilden: modellberäkningar

Jämförelse mellan mätningarna och modellberäkningarna visar att vid förhållanden med vind från 160° finns en relativt god överensstämmelse mellan strömningsriktningarna vid mätningar och modellen. Dock är vattenhastigheterna i modellberäkningarna generellt något lägre än vid mätningarna. Även vid vindriktningen 300° är överensstämmelsen mellan strömningsriktningarna relativt god. Vattenhastigheten vid modellberäkningarna är lägre än vid mätningarna i vissa områden. Skillnaden i vattenhastighet ligger mellan 30-50%.

Skillnaden mellan mätningar och modellberäkningar kan bero på ett flertal orsaker varav de främsta listas nedan:

- Mätningarna har genomförts som medelvärdesmätningar och det kan förekomma skillnader på mätvärden på grund av turbulensen i området, vilket ses i modellresultaten.
- Det kan uppstå skillnader i vattenhastighet och -riktning på grund av råheten på botten som påverkar strömningen.
- Under mätperioden varierar vattenströmningen i Luleälven vilket medför en variation av vattenståndet som påverkar strömningen i Notviken.
- Vindpåverkan i modellberäkningarna är ansatt som en statisk påverkan vid vattenytan.

Överförning av krafterna från vindstress har beräknats från följande formel:

$$\tau = \rho_{\text{luf}} k_w U_{\text{ref}}^2$$

Denna formel tar inte hänsyn till variationer av turbulensen i vindens rörelse och därmed dess turbulenta påverkan på vattenytan.

Fastän det inte är en fullständig överensstämmelse mellan mätningar och modellberäkningar finns det tydliga tendenser som stämmer överens vilket medverkar till att visa att den överordnade strömningsbilden i modellberäkningarna är korrekt.

Generellt visar mätningarna att vattenströmningen i ytskiktet är riktad åt samma håll som vindriktningen, vilket verifierar modellens resultat. Mätningarna vid botten har inte lika entydig flödesriktning, vilket kan bero på att det vid botten uppkommer lokala strömmar och flödesvariationer pga. ojämnheter.

## 6.2 Vattentransport

Vattenutbytet mellan de olika delområdena (Figur 16) i Notviken har beräknats. Vattenutbytet mellan Notviken (område A/C) och utanför Notviken (område B) redovisas i tabell 6. Vattenutbytet mellan käll- och recipientområdet (område A) och övriga Notviken (område C) redovisas i tabell 7. Det genomsnittliga

vattenutbytet mellan område A/C och B är 48 m<sup>3</sup>/s beräknat över hela året. Det genomsnittliga vattenutbytet mellan område A och C är 19,3 m<sup>3</sup>/s över hela året.

Tabell 6. Beräknat vattenutbyte mellan område A/C till B

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Vattentransport mellan område A/C och B [m <sup>3</sup> /s]
510	21,1
1200	55,6
2000	101,1

Tabell 7. Beräknat vattenutbyte mellan område A och C

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Vattentransport mellan område A och C [m <sup>3</sup> /s]
510	6,2
1200	14,4
2000	22,4

### 6.3 Transport av föroreningar i Notviken

Resultatet från simuleringar av föroreningstransport redovisas i ett horisontellt snitt 0,2 meter över botten genom den 3-dimensionella modellen. Beräknade halter kvicksilver och metylkvicksilver i vattnet i område A redovisas i Tabell 8 (Envipro Miljöteknik).

Tabell 8. Koncentrationer Hg och Me-Hg i bottenvattnet i område A där hänsyn har tagits till om det är is på Notviken, med antagandet att det ligger is på Notviken från mitten av november och fram till sista april.

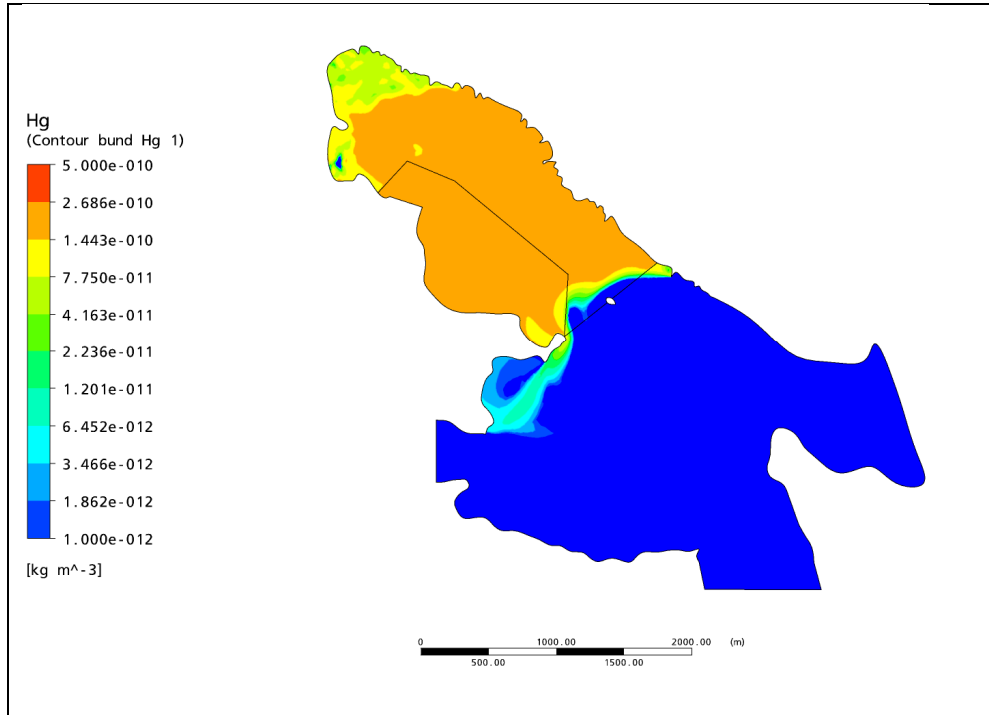
Notviken Område A	Beräknad halt Hg (ng/l)	Beräknad halt Me-Hg (ng/l)
Isfria förhållanden	1,16	0,0062
Isbelagda förhållanden	0,19	0,0024

#### 6.3.1 Spridning vid isbelagda förhållanden

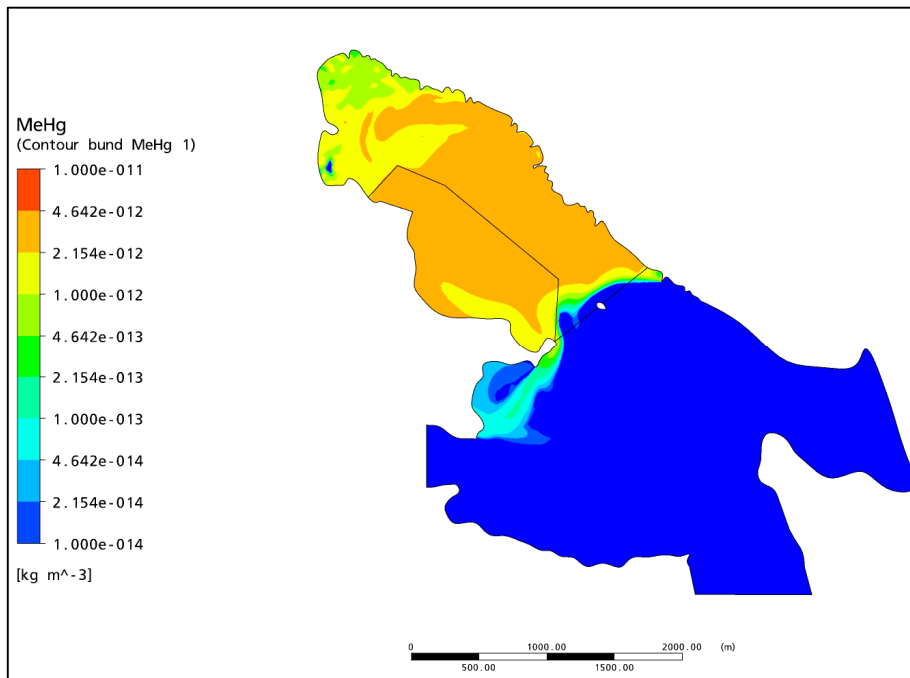
I följande avsnitt redovisas spridningen av föroreningar vid isbelagda förhållanden, dvs. utan vindpåverkan. Figur 22, 23 och 24 visar spridningen av Hg och figur 25, 26 och 27 visar spridningen av Me-Hg.

Totalt har spridningen av Hg och Me-Hg beräknats för 3 olika flöden i älven: 510, 1200 och 2000 m<sup>3</sup>/s.



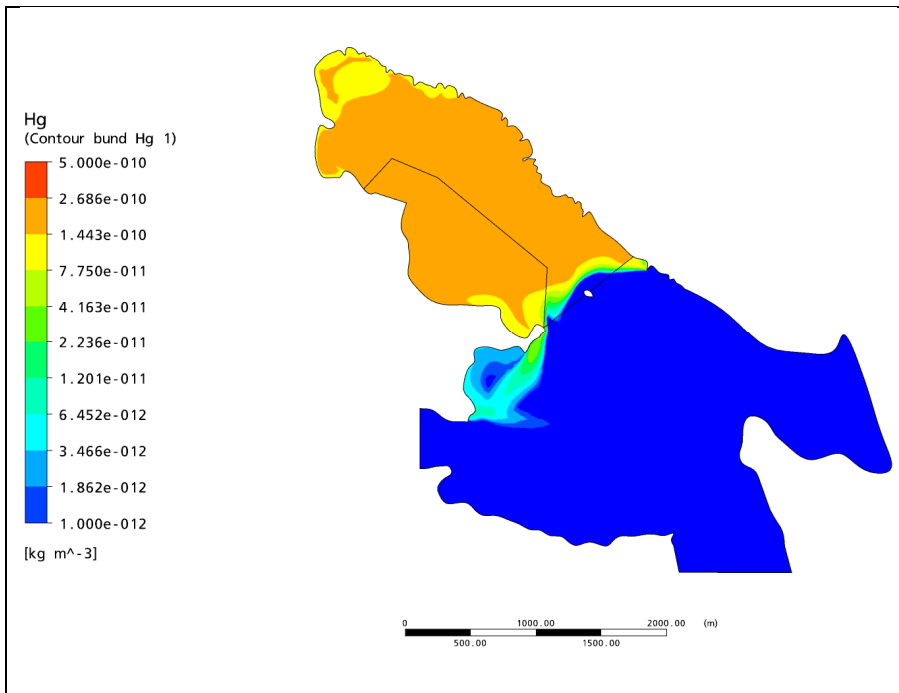


Figur 22. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Hg 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 510 m<sup>3</sup>/s, Ingen vindpåverkan.

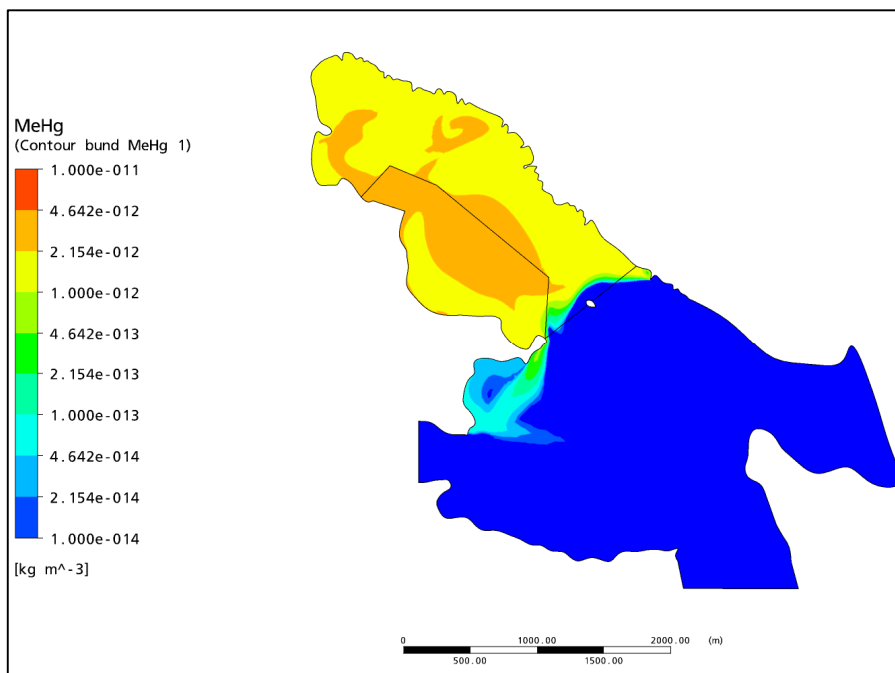


Figur

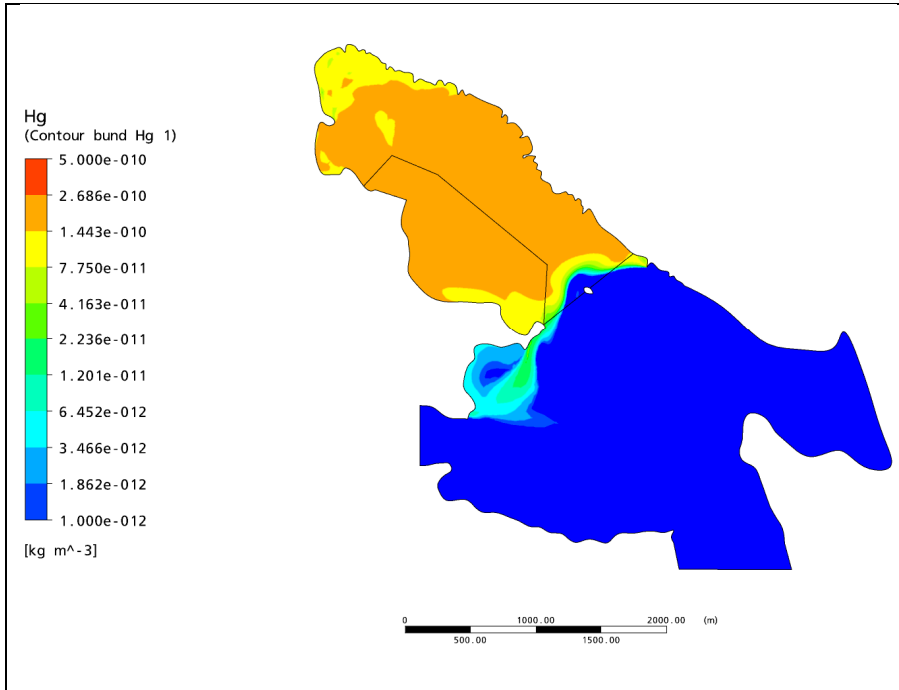
23. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Me-Hg 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 510 m<sup>3</sup>/s, Ingen vindpåverkan.



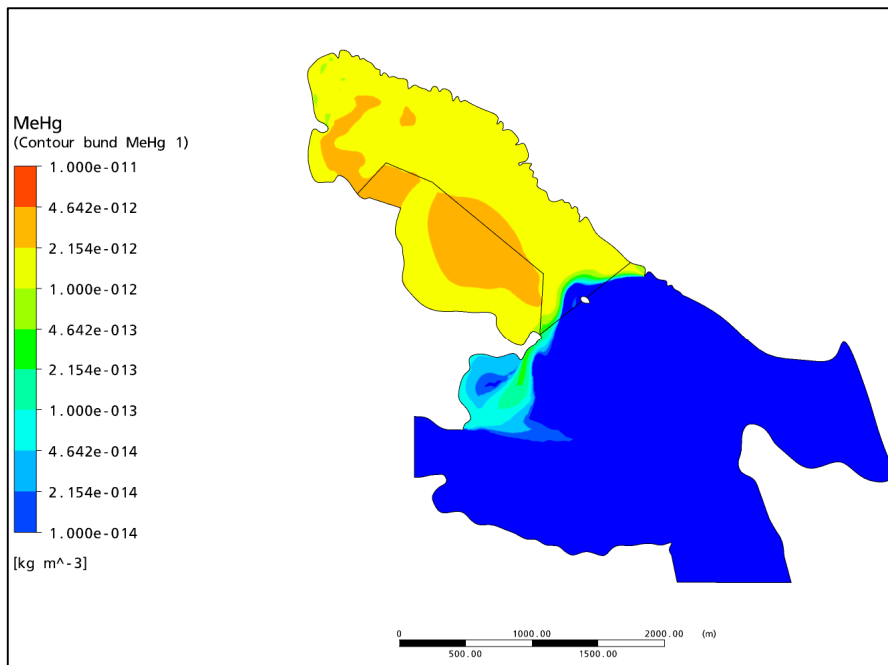
Figur 24. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Hg 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 1200 m<sup>3</sup>/s, Ingen vindpåverkan.



Figur 25. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Me-Hg 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 1200 m<sup>3</sup>/s, Ingen vindpåverkan.



Figur 26. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Hg 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 2000 m<sup>3</sup>/s, Ingen vindpåverkan.



Figur 27. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Me-Hg 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 2000 m<sup>3</sup>/s, Ingen vindpåverkan.

Beräkningar av spridningen vid isbelagda förhållanden i Notviken visar att strömningen huvudsakligen sker genom inströmning omkring Pålgrundet och transport av föroreningar sker primärt vid Stenarmen. Därefter sprids det vidare ut i Luleälvens huvudströmning. Utan vindpåverkan är skillnaden i spridningen av Hg och Me-Hg vid olika flöden relativt liten (Tabell 9).

Tabell 9. Beräknad genomsnittlig koncentration av Hg och Me-Hg i område C

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Hg [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Me-Hg [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 10 <sup>-3</sup>
510	0,137	1,73
1200	0,147	1,85
2000	0,141	1,78

I 10 och 11 redovisas brutto- och nettotransporten från område A till område C. Bruttotransporten är mängden föroreningar som transporteras ut från området och nettotransporten är mängden föroreningar ut minus mängden föroreningar som transporteras in till område A. Mellan 510 m<sup>3</sup>/s och 1200 m<sup>3</sup>/s motsvarar ökningen i flöde ökningen av nettotransport av kvicksilver. Ett ökat flöde i älven från 1200 m<sup>3</sup>/s till 2000 m<sup>3</sup>/s medför ingen ökad nettotransport. Anledningen är att isen begränsar inströmningen in i Notviken och därmed också begränsar transporten av sediment och föroreningar både in i Notviken och ut till Luleälven.

Tabell 10. Beräknad transport av Hg och Me-Hg från område A till område C

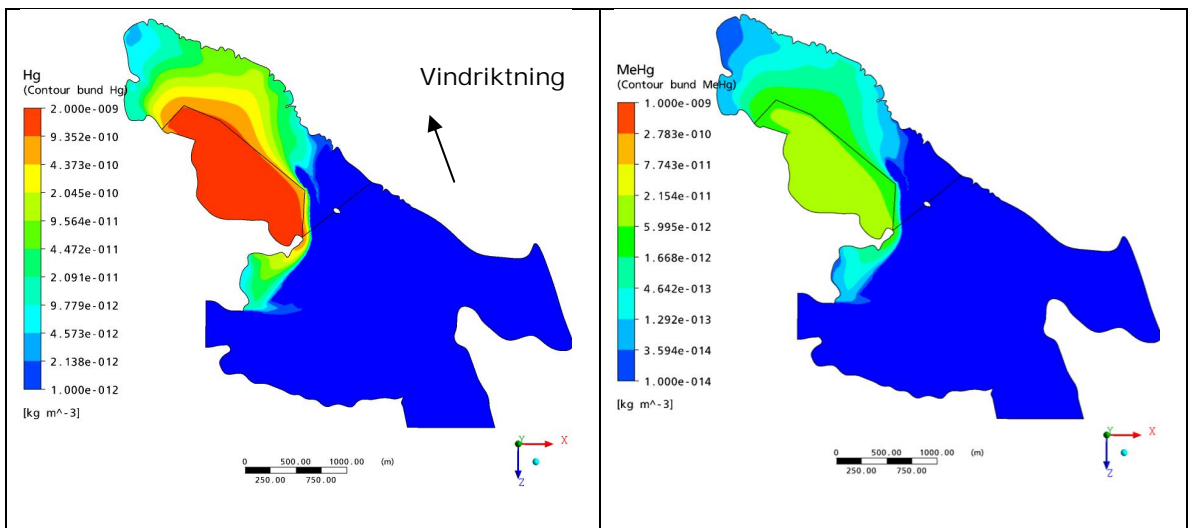
Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Bruttotransport			
	Hg [ $\mu\text{g}/\text{s}$ ]	Hg [kg/år]	Me-Hg [ $\mu\text{g}/\text{s}$ ]	Me-Hg [kg/år] 10 <sup>-4</sup>
510	1,104	0,035	0,0139	4,396
1200	2,350	0,074	0,2968	93,60
2000	3,514	0,111	0,4492	141,6

Tabell 11. Beräknad transport av Hg och Me-Hg från område A till område C

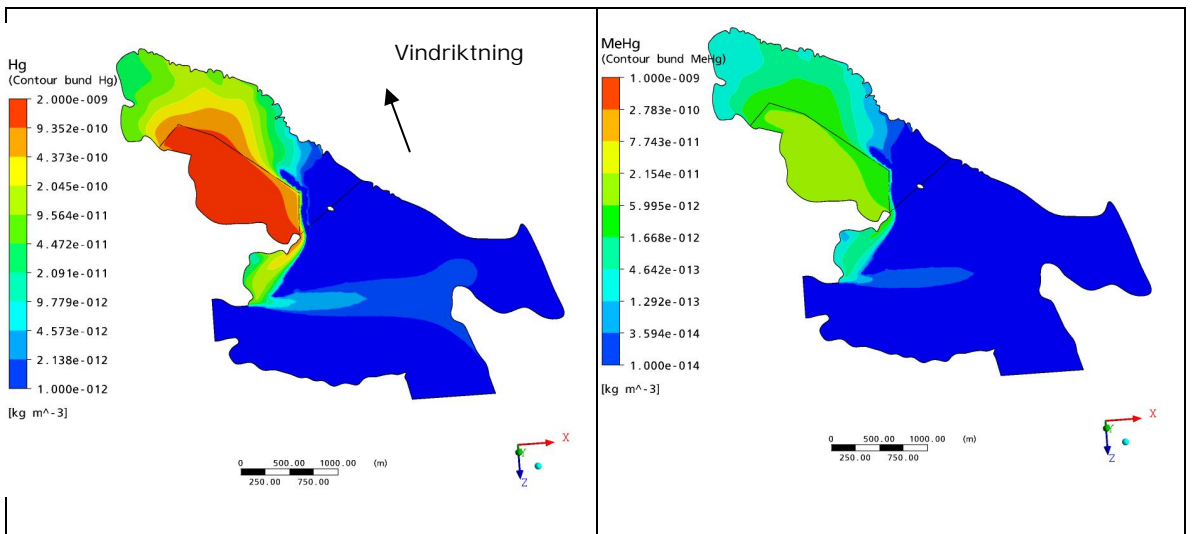
Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Nettotransport			
	Hg [ $\mu\text{g}/\text{s}$ ]	Hg [kg/år]	Me-Hg [ $\mu\text{g}/\text{s}$ ]	Me-Hg [kg/år] 10 <sup>-4</sup>
510	0,994	0,031	0,0126	3,961
1200	1,755	0,055	0,0222	6,988
2000	1,744	0,055	0,0220	6,944

6.3.2 Spridning vid isfria förhållanden vid olika flöden

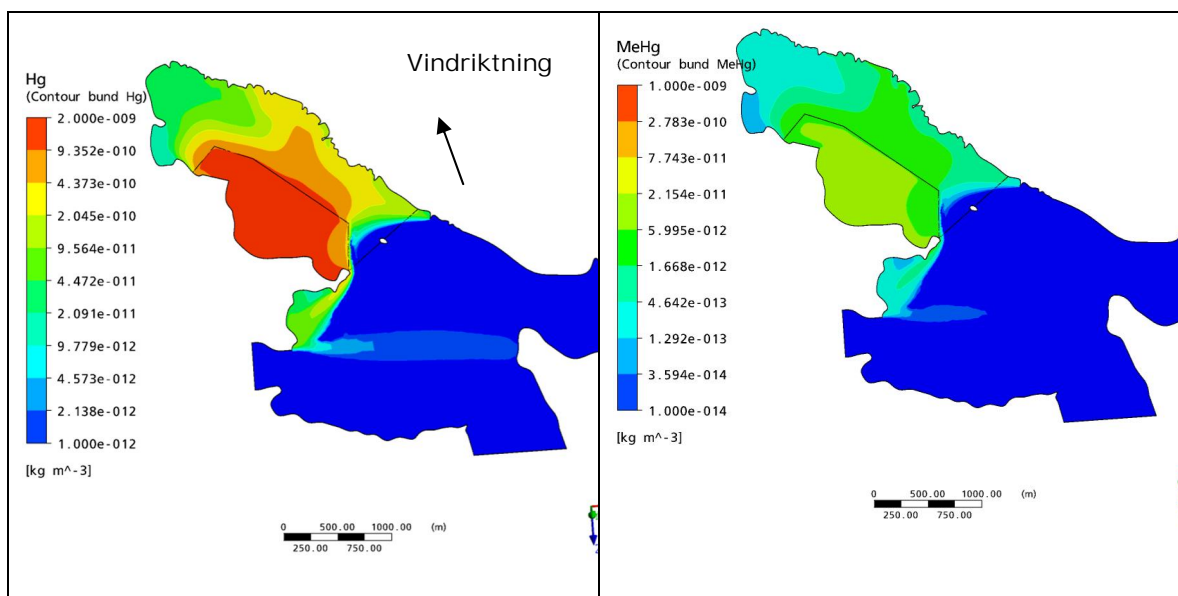
Spridning av Hg och Me-Hg påverkas av vinden vid isfria förhållanden. I detta avsnitt redovisas modellresultat från spridningen av föroreningarna vid olika flöden i Notviken vid vindriktningen 160°. De flöden som har använts vid beräkningarna är: 510, 1200 och 2000 m<sup>3</sup>/s.



Figur 28. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Hg (vänster figur) och Me-Hg (höger figur) 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 510 m<sup>3</sup>/s, Vindpåverkan från 160°.



Figur 29. Föroreningsspridning (kg/m<sup>3</sup>) av Hg (vänster figur) och Me-Hg (höger figur) 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 1200 m<sup>3</sup>/s, Vindpåverkan från 160°.



Figur 30. Föroreningsspridning av Hg (vänster figur) och Me-Hg (höger figur) 0.2 meter över botten. Flödet i Luleälven: 2000 m<sup>3</sup>/s, Vindpåverkan från 160°.

Resultaten från simuleringar vid isfria förhållanden visar att transporten av föroreningar primärt sker vid Stenarmen. Vindstress påverkar strömningsriktningen och därmed kommer även spridningen och transporten av föroreningar påverkas.

Vid högre flöden i älven sker även utströmning vid Mjölkkudden, men utströmningen här är mindre än vid Stenarmen. Från utströmningen vid Stenarmen sker spridningen vidare ut i Luleälvens huvudströmning och sedan vidare därifrån. Vid en ökad vattenföring i Luleälven ökas utströmningen och föroreningsspridningen inom och ut från Notviken.

Ett ökat flödet i Luleälven medför en ökning i vattenutbytet mellan område A/C och B och mellan område A och C ( 12 och Tabell 13).

Tabell 12. Beräknat vattenutbyte mellan område A/C till B

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Vattentransport mellan område A/C och B [ m <sup>3</sup> /s]
510	51,8
1200	79,2
2000	182,8

Tabell 13. Beräknat vattenutbyte mellan område A och C

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Vattentransport mellan området område A och C [ m <sup>3</sup> /s]
510	21
1200	36,3
2000	47,7

Tabell 14. Beräknad genomsnittlig koncentration av kvicksilver (och Me-Hg) i område C

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Hg [µg/m <sup>3</sup> ] 10 <sup>-1</sup>	Me-Hg [µg/m <sup>3</sup> ] 10 <sup>-4</sup>
510	0,8409	4,4940
1200	1,0880	5,8130
2000	2,0270	10,830

Tabell 15 och 16 visar brutto- och nettotransport av Hg samt Me-Hg från område A till område C. Ökningen av nettotransporten av Hg mellan flödena 510 m<sup>3</sup>/s och 1200 m<sup>3</sup>/s sker proportionellt mot flödet. Däremot sker en minskning av nettotransport vid en flödesökning från 1200 m<sup>3</sup>/s till 2000 m<sup>3</sup>/s.

Tabell 15. Beräknad transport av Hg och Me-Hg från område A till område C

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Bruttotransport			
	Hg [µg/s]	Hg [kg/år]	Me-Hg [µg/s] 10 <sup>-2</sup>	Me-Hg [kg/år] 10 <sup>-4</sup>
510	3,042	0,0959	1,626	5,128
1200	6,974	0,220	3,727	11,75
2000	5,026	0,158	2,686	8,471

Tabell 16. Beräknad transport av Hg och Me-Hg från område A till område C

Flöde i älven [m <sup>3</sup> /s]	Nettotransport			
	Hg [µg/s]	Hg [kg/år]	Me-Hg [µg/s] 10 <sup>-2</sup>	Me-Hg [kg/år] 10 <sup>-4</sup>
510	2,472	0,078	1,321	4,165
1200	6,229	0,196	3,329	10,45
2000	3,244	0,102	1,734	5,468

### 6.3.3 Spridning vid isfria förhållanden vid olika vindriktningar

Spridningen av Hg och Me-Hg vid isfria förhållanden påverkas av vinden. I detta avsnitt har undersökts hur sambandet mellan flöden i Notviken och olika vindriktningar påverkar transporten av föroreningar. Spridning av Hg och Me-Hg har beräknats för 7 olika vindriktningar: 45°, 90°, 160°, 180°, 225°, 270° och 300° vid flödet 510 m<sup>3</sup>/s. Modellkörningar redovisas i bilaga 9.

I Tabell 17 och Tabell 18 redovisas vattentransporten ut från Notviken (från område A/C till B) samt inom Notviken (område A till C). Vattenutbytet skiljer sig relativt lite mellan de olika vindriktningarna.

Tabell 17. Beräknat vattenutbyte mellan område A/C till B

Vindriktning	Vindriktning [°]	Vattentransport mellan område A/C och B [ m <sup>3</sup> /s]
NÖ	45	69,9
Ö	90	71,9
S-SÖ	160	51,8
S	180	56,7
SV	225	74,7
V	270	72,8
V-NV	300	60,1

Tabell 18. Beräknat vattenutbyte mellan område A och C

Vindriktning	Vindriktning [°]	Vattentransport mellan område A och C [m <sup>3</sup> /s]
NÖ	45	31,1
Ö	90	25,7
S-SÖ	160	21,0
S	180	24,0
SV	225	32,0
V	270	26,7
V-NV	300	17,8

I tabell 19 redovisas den beräknade genomsnittliga koncentrationen av kvicksilver och metylkvicksilver i område C.

Tabell 19. Beräknad genomsnittlig koncentration av Hg och Me-Hg i område C.

Vindriktning	Vindriktning [°]	Hg [µg/m <sup>3</sup> ]	Me-Hg [µg/m <sup>3</sup> ] 10 <sup>-4</sup>
NÖ	45	0,1317	7,037
Ö	90	0,1016	5,430
S-SÖ	160	0,08409	4,494
S	180	0,08210	4,388
SV	225	0,1236	6,608
V	270	0,2245	1,200
V-NV	300	0,1379	7,369



I Tabell 20 och Tabell 21 redovisas brutto- samt nettotransporten av kvicksilver samt metylkvicksilver mellan område A och område C i Notviken vid olika vindriktningar.

Beräkningarna visar att vindriktningen påverkar spridningen och transporten av föroreningar i Notviken. Nettotransporten av kvicksilver mellan område A till C varierar mellan 0,048 kg/år till 0,121 kg/år (Ansatt flöde, 510 m<sup>3</sup>/s, i älven).

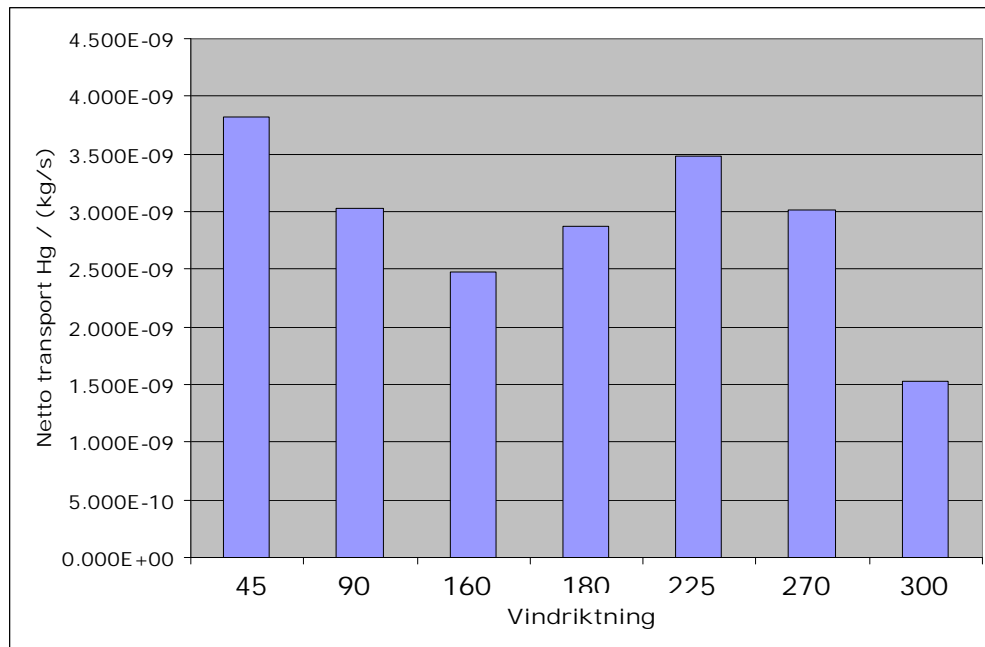
Tabell 20. Beräknad bruttotransport av Hg och Me-Hg från område A till område C.

Vindriktning	Vindriktning [°]	Bruttotransport			
		Hg [µg/s]	Hg [kg/år]	Me-Hg [µg/s] 10 <sup>-2</sup>	Me-Hg [kg/år] 10 <sup>-2</sup>
NÖ	45	4,169	0,131	2,228	0,070
Ö	90	3,910	0,123	2,090	0,066
S-SÖ	160	3,042	0,096	1,626	0,051
S	180	3,395	0,107	1,814	0,057
SV	225	4,295	0,135	2,295	0,072
V	270	3,900	0,123	2,084	0,066
V-NV	300	2,782	0,088	1,487	0,047

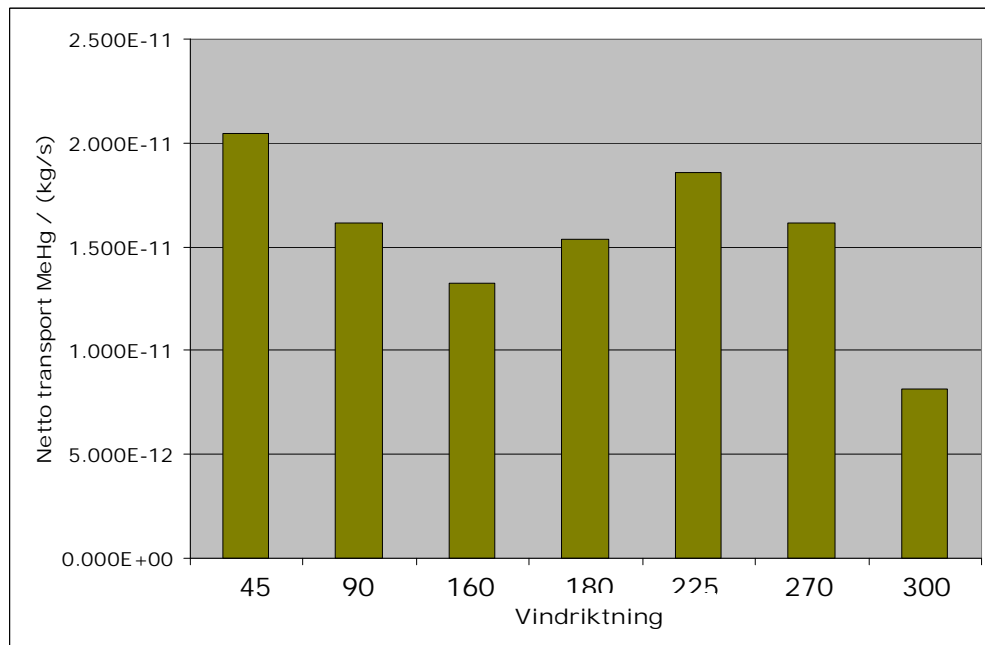
Tabell 21. Beräknad nettotransport av Hg och Me-Hg från område A till område C.

Vindriktning	Vindriktning [°]	Nettotransport			
		Hg [µg/s]	Hg [kg/år]	Me-Hg [µg/s] 10 <sup>-2</sup>	Me-Hg [kg/år] 10 <sup>-4</sup>
NÖ	45	3,827	0,121	2,046	6,45
Ö	90	3,022	0,095	1,615	5,09
S-SÖ	160	2,472	0,078	1,321	4,17
S	180	2,876	0,091	1,537	4,85
SV	225	3,475	0,109	1,857	5,86
V	270	3,015	0,095	1,612	5,08
V-NV	300	1,528	0,048	8,168	2,58

I figur 31 och 32 sammanställs nettotransporten av Hg och Me-Hg från område A till område C för olika vindriktningar.



Figur 31. Nettotransport (kg/s) av Hg från område A till C vid olika vindriktningar.



Figur 32. Nettotransport (kg/s) av Me-Hg område A till C vid olika vindriktningar.

Påverkan från en nordlig vind har beräknats utifrån ett medelvärde för resultaten från vindriktningarna 45° och 300°. För vindriktningen 135° används värdet för 160° till den vidare beräkningen av transporten av Hg och Me-Hg.

Med resultat för transporten och spridningen av föroreningen (Hg och Me-Hg) från Notviken kombinerat med data för vindriktning och isförhållanden på Notviken har den totala transporten av kvicksilver och metylkvicksilver beräknats (Tabell 22).

Tabell 22. Genomsnittsvärden samt maxvärden för den totala brutto- och nettotransporten av föroreningar.

Bruttotransport [g]				Nettotransport [g]			
Genomsnitt för ett år		Maximalt för ett år		Genomsnitt för ett år		Maximalt för ett år	
Hg	Me-Hg	Hg	Me-Hg	Hg	Me-Hg	Hg	Me-Hg
164,6	1,1	392,0	2,54	134,3	0,9	317,9	2,1

Beräkningar visar att kvicksilver står för den största delen föroreningstransport från område A till område C.

Ett genomsnittsårs transporteras totalt 134 g kvicksilver och 0.9 g metylkvicksilver från källområdet till övriga Notviken. Den teoretiskt beräknade maximala föroreningstransporten från området uppgår till 318 g kvicksilver och 2,1 g metylkvicksilver per år.

Beräkning av den maximala transporten av Hg och Me-Hg baseras på förhållandet mellan transporten av föroreningar och flöden i Luleälven.

## 6.4 Transport av föroreningar ut från Notviken

Sedimenttransporten ut från Notviken har beräknats med hjälp av en deponeringsmodell. Modellen har använts för beräkningar av transporten av suspenderat sediment och deponerat sediment men är inte validerad. Transporten av sediment sker främst genom konvektion, dvs transport med vattnets medelhastighet. Sedimenttransporten beror även av sedimentens fallhastighet och summan av dessa ger den totala transporthastigheten. Sedimentkoncentrationen multiplicerat med medelhastigheten ger sedimenttransporten. Vid botten kan sedimenten antingen deponeras eller erodera. Koncentrationen vid botten beräknas genom att ansätta jämviktsförhållanden för koncentrationen i beräkningsceller närmast botten. Koncentrationen beror av avståndet till botten, medelpartikeldiametern, skjuvspänningen, densiteten på sedimenten samt vattnets densitet och viskositet. Vattnets flödehastighet och -riktning beräknas med en a CDF-modellen och därmed kan även sedimenttransport och sedimentering beräknas. Då koncentrationen kvicksilver i sedimenten är känd kan även kvicksilvertransporten beräknas.

Den beräknade mängden kvicksilver som transporteras ut från Notviken ett genomsnittsårs är 54g.

## 7. Slutsatser

### 7.1 Strömningsmätningar

Strömningsmätningarna tyder på att transportriktningen främst varierar med djupet d.v.s. när vattnet strömmar in i Notviken i det övre vattenskiktet strömmar det ut från viken i bottenskiktet och vice versa.

Generellt visar mätningarna att vattenströmningen i ytskiktet är riktat åt samma håll som vindriktningen. Mätningarna vid botten har inte lika entydig flödesriktning, vilket kan bero på att det vid botten uppkommer lokala strömmar och flödesvariationer p.g.a. ojämnheter.

Det vindpåverkade ytskiktet inom vilket vattnet har samma flödesriktning är ca 3-4 meter djupt. Området vid fibersedimenten bedöms ha ett cirkulärt flödesmönster och strömningen uppkommer i både yt- och bottenskiktet.

Hastigheten vid bottenskiktet är generellt större än hastigheten vid ytskiktet. Hastigheten i ytskiktet vid tvärsnittet uppgår till maximalt ca 3 cm/s, detta med en vindhastighet på 4-5 m/s och ett flöde i älven på ca 1000 m<sup>3</sup>/s. Hastigheten vid de grunda områdena längst in i viken är högre än områden längre ut i viken.

De genomförda mätningarna visar inga tydliga skillnader i strömningshastigheten vid den östra sidan jämfört med den västra.

### 7.2 Flödesmodellering

Modellberäkningarna visar att både med och utan vindpåverkan sker inströmningen till Notviken vid medelflödet (510 m<sup>3</sup>/s) främst vid Stenarmen och utströmning primärt vid Mjölkudden. Vid höga flöden (>1200 m<sup>3</sup>/s) är flödesmönstret omvänt med inströmning vid Mjölkudden och utströmning vid Stenarmen.

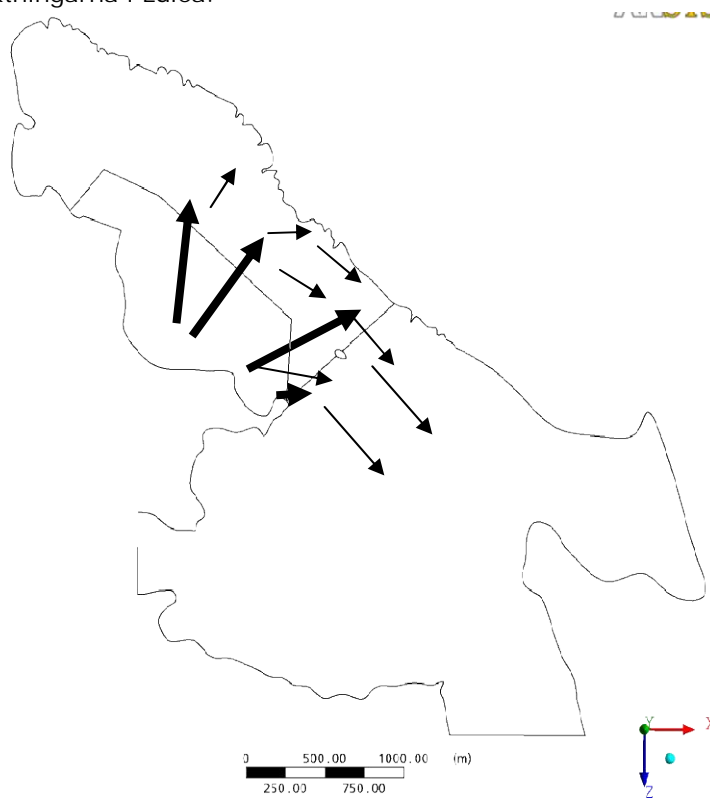
Ett tydligt resultat från modelleringen är att det vid större flöden i älven sker en ökning av vattenhastigheter i Notviken. Hastigheterna i viken ligger dock vid samtliga simuleringar mellan 0-2 cm/s vid botten, vilket är ett relativt litet flöde. Vid ytan är strömningshastigheterna större, vid vissa vindriktningar upp till 7 cm/s.

### 7.3 Vattentransport

Modellberäkningarna av vattenströmningen i Notviken visar att det sker ett vattenutbyte mellan källområdet i Notviken och övriga Notviken. Därmed sker även en transport av partiklar mellan områdena vilket resulterar i en spridning av partikelbundna föroreningar mellan källområdet och ut i övriga Notviken. Vattentransporten ökar vid ökat flöde i älven och därmed även föroreningsspridningen.

### 7.4 Föroreningstransport

Beräkningarna av kvicksilver- och metylkvicksilvertransporten visar att det sker en transport från områden med höga koncentrationer i sedimenten till övriga delar av Notviken. Strömningen av föroreningar sker främst i östlig eller nordöstlig riktning (Figur 33). Riktningarna motsvarar de mest frekvent förekommande vindriktningarna i Luleå.



Figur 33. De svarta pilarna visar den primära spridningsriktningen av kvicksilver från området med höga koncentrationer av fibersediment och kvicksilver.

Resultaten från simuleringarna visar följande:

- Vindstress påverkar spridningen av föroreningar i Notviken
- Föroreningstransporten ökar vid ökad vindstyrka
- Den genomsnittliga transporten av kvicksilver i Notviken vid isbeläggning är upp till 3,6 gånger mindre jämfört med isfria förhållanden och för metylkvicksilver är transporten 1,6 gånger mindre.
- Ett ökat flöde i Luleälven leder till en ökad föroreningstransport inom och ut ur viken. Den maximala transporten sker vid flödet 1200 m<sup>3</sup>/s.

Resultaten visar att strömningshastigheten i Notviken är relativt låg vilket beror på att huvudströmningen från älven inte löper direkt in i viken. Spridningen av kvicksilver är en långsam process som främst sker genom spridning av partikelbundna föroreningar. De simulerade strömningshastigheterna i Notviken bedöms inte vara så stora att kommer ske en väsentlig transport av fibersediment ut från Notviken. Strömningen in till Notviken vid Stenudden begränsar hur mycket kvicksilver som transporteras ut från Notviken. När föroreningarna har passerat tvärsnittet Stenudden-Mjölkudden sker en snabbare transport ut från Notviken, då strömningen påverkas direkt av flödet i Luleälven. Utsköljningen av kvicksilver kommer att fortsätta så länge det finns kvicksilver kvar eftersom det konstant tillförs vatten till Notviken som kan transportera ut föroreningar från området.

Ett genomsnittsår uppgår transporten från källområdet i Notviken till övriga Notviken till 134,3 g kvicksilver och 0,9 g metylkvicksilver. Den teoretiskt beräknade maximala föroreningstransporten uppgår till 318 g kvicksilver och 2,1 g metylkvicksilver per år. Föroreningstransporten från källområdet beror även på hur mycket sedimentation som sker, vilket inte har tagits hänsyn till vid denna beräkning.

Vid beräkning av transport ut från Notviken har hänsyn tagits till sedimentation inom Notviken. Transporten ut från Notviken är därmed mindre än ut från källområdet. Den beräknade mängden kvicksilver som transporteras ut från Notviken ett genomsnittsår är 54 g.

Avvikelsen från de beräknade mängderna kvicksilver är svår att bedöma då strömningar och föroreningstransport påverkas av de yttre förhållanden som råder i området.

## 8. Felkällor

### 8.1 Felkällor vid strömningsmätningar

Vindens variation under respektive mätperiod medför att flödesmönstret inte är konstant under mätperioderna.

Varierande flödes- och vädersituationer medför att förhållanden mellan de tidigare utförda modellberäkningarna och mätningarna inte är helt jämförbara.

Vattenståndsvariationer har inte beaktats och innebär en eventuell felkälla. I den tidigare utförda modellen ansågs dessa variationer påverka vattentransporten endast mycket lite.

### 8.2 Felkällor vid simuleringarna och bakgrundsdata

Råheten på botten har antagits men det kan förekomma stora variationer inom området som inte tagits med i modellen då dessa inte har undersökts. Denna faktor anses ha en begränsad effekt på spridningen.

Totalhalterna av föroreningar i vattnet har beräknats utifrån totalhalter suspenderat i sedimentfällor.

Alla simuleringar är genomförda som stationära förhållanden, d.v.s. de tar inte hänsyn till tidliga variationer i strömningen. En simulering som tar hänsyn till dessa variationer är nästan omöjlig att genomföra på grund av all beräkningskapacitet den kräver.

Vattenföringen i Luleälven har under simuleringssperioden ansatts att vara konstant, vilket inte stämmer med den verkliga flödesbilden, där flödesvariationer kan uppkomma med mycket kortare intervaller.

Variation av vattenstånd har inte tagits med i simuleringarna. Variationerna kan påverka strömningen lokalt i Notviken.

Vid simuleringarna har vindpåverkan, d.v.s. vindhastighet och vindriktning antagits konstant över hela området under hela den simulerade perioden. Ingen hänsyn har tagits till turbulenta vindförhållanden.

## 9. Referenser

1. AB Bothniakonsult (2005), Luleå Kommun, Fördjupad förstudie Karlshäll. 2005-12-14.
2. Envipro Miljöteknik (2008) Luleå kommun. Huvudstudie Karlshäll. 2007:06 Referensundersökning - provtagningsmetodik och redovisning av resultat.