
ÅTGÄRDSUTREDNING

Upptagning, behandling och omhändertagande av förorenade sediment i Valdemarsviken

Valdemarsvik kommun

2006-10-10

Författad av

Pär Elander
Envipro Miljöteknik

Förord

Länsstyrelsen Östergötland har tillsammans med Valdemarsviks kommun från 2002 till 2006 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Östergötland.

Huvudstudien har genomförts etappvis med möjlighet att anpassa det fortsatta arbetet inför varje etapp utifrån vad som framkommit i tidigare etapper. Om den successivt förbättrade riskbedömningen visar på att föroreningarna inte utgör något problem har arbetet varit möjligt att avbrytas.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Torvald Karlsson (ordförande), Hans Jonsson, Britt Olausson, Göran Karlsson och Thomas Örnberg från Valdemarsviks kommun samt Magnus Kviele och Markus Gustavsson från Länsstyrelsen Östergötland.

En projektgrupp under ledning av Magnus Kviele, Länsstyrelsen Östergötland har haft ansvarat för det löpande arbetet. I ett tidigare skede leddes arbetet av Nina Eskilson, Valdemarsviks kommun. I projektgruppen har också Markus Gustavsson (bitr. projektledare), Länsstyrelsen Östergötland, Carsten Petersen och Marie Magnusson, Valdemarsviks kommun, Henning Holmström (beställarstöd), SGU och Pär Elander (tekniskt stöd), Envipro Miljöteknik AB ingått. Valdemarsviks kommun har ansvarat för löpande provtagningar. För genomförande av utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlats upp.

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

Föreliggande rapport avseende åtgärdsutredningen för Valdemarsviken har utarbetats av Pär Elander.

Sammanfattning

Länsstyrelsen Östergötland har tillsammans med Valdemarsviks kommun från 2002 till 2006 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid f.d. Lundbergs läder. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Östergötland.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av tungmetaller från de områden som förorenats från verksamheten vid f.d. Lundbergs läder, d.v.s. sediment och vatten i Valdemarsviken, en fyllning med avfall vid Valdemarsvikens strand i Grännäs samt den f.d. fabriksstomten. Denna rapport redovisar resultaten av den åtgärdsutredning som genomförts inom ramen för huvudstudien.

Den genomförda riskbedömningen, som redovisas i en separat rapport, visar att åtgärder behöver vidtas för att begränsa spridningen av krom från sedimenten i Valdemarsviken och för att säkra fyllningen i Grännäs mot skred. Däremot är det inte motiverat att vidta åtgärder mot de föroreningar som finns kvar inom fabriksstomten. Denna har tidigare efterbehandlats och kvarstående föroreningshalter och -mängder innebär inga reella risker.

De huvudsakliga föroreningselementen i Valdemarsvikens sediment utgörs av krom och kvicksilver. Halterna av krom är mycket höga och förhöjda kromhalter kan noteras så långt ut som utanför tröskeln. De högsta halterna av krom och kvicksilver återfinns generellt i hamnen, mellan hamnen och Grännäsfjärden samt i Grännäsfjärdens grundområden. Mäktigheten på de förorenade sedimenten uppgår generellt till 1-2 m i hamnen och cirka 0,5 m från hamnen och ut förbi Grännäsfjärden.

Spridningen av framförallt krom från sedimenten är mycket stor. Beräkningar visar att uppskattningsvis 3,5 ton krom årligen frigörs från källområdena i det inre av Valdemarsviken. Cirka hälften av det krom som frigörs återsedimenterar över källområdena medan resterande del (cirka 1,7 ton/år) sprids vidare utåt i Valdemarsviken samt ut till Östersjön. Spridningen från fabriksstomten har bedömts vara liten, cirka 1 kg krom/år. Från utfyllnaden vid Grännäs sker en viss spridning till närområdet genom erosion.

Den totala mängden krom i hela viken ligger enligt beräkningarna i storleksordningen tusen ton. Av dessa återfinns närmare 900 ton i det som betraktas som källområde. För kvicksilver är motsvarande siffra cirka 50 kg. Mängderna kan jämföras med motsvarande för utfyllnaden och fabriksstomten. I utfyllnaden beräknas cirka 2 ton krom och 0,3 kg kvicksilver finnas upplagrat på land och för fabriksstomten uppgår motsvarande siffror till 9 ton krom respektive 40 kg kvicksilver.

Riskbedömningen visar att sedimenten i Valdemarsviken inte utgör någon human-toxikologisk risk. Detsamma gäller fabriksstomten. Däremot är sedimenten i viken toxiska för biota. Ett förhöjt upptag av krom i Östersjömusslor och blåmusslor har även konstaterats. Matfisk som fångats i området uppvisar förhöjda halter av kvicksilver. Vad gäller utfyllnaden vid Grännäs innebär otillfredsställande stabilitetsförhållanden en risk för ökad spridning av krom vid ett eventuellt skred samt en direkt olycksrisk för människor.

Den högsta prioriteten för åtgärder är att minska den mycket stora spridningen av krom från källområdena. Recipienten Valdemarsviken bedöms ha ett mycket högt skyddsvärde då den är ett mycket populärt fritidsområde sommartid, bland annat för båttrafik och bad. Viken är även mycket viktig för samhället Valdemarsvik, exempelvis vad gäller turismen och en riskreduktion bedöms som motiverad.

Flera åtgärder med olika långtgående ambitionsnivåer/åtgärds mål är tänkbara för att åstadkomma en riskreduktion. Utöver nollalternativet har fem ambitionsnivåer för åtgärder studerats:

Ambitionsnivå	Åtgärdsomfattning	Åtgärds mål
0. Inga åtgärder	Inga åtgärder	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår oförändrade.
1. Administrativa åtgärder	Klassning som miljöriskområde med särskilda restriktioner. Låga kostnader men övervakningsbehov.	Spridningen av föroreningar skall inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp. Konstaterade effekter på miljön kvarstår oförändrade.
2. Åtgärder för att minska fortsatt spridning	Muddring av sediment inom en yta av ca 90 000 m ³ omfattande ca 88 000 m ³ förorenade sediment längst in i viken. Kostnad ca 95 (87-100) Mkr.	Spridningen av föroreningar skall minska utan att restriktioner behöver tillgripas. Spridningen från källområdena i inre viken minskar med minst 50 %.
3. Utökade åtgärder för att minska fortsatt spridning	Den yta som muddras ökas till ca 132 000 m ³ omfattande ca 115 000 m ³ förorenade sediment inom källområdet. Kostnad 109 (100-125) Mkr.	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall minska på lång sikt. Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 70 %.
4. Åtgärder för att eliminera fortsatt spridning	Muddring/täckning av hela källområdet, ca 350 000 m ² omfattande ca 211 000 m ³ förorenade sediment. Kostnad 146 (133-166) Mkr.	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall försvinna på lång sikt. Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 90 %.
5. Åtgärder för att återställa sedimentmiljön i hela viken	Muddring av hela källområdet samt täckning av förorenade ackumulationsbottnar. Kostnad 250-300 Mkr.	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall elimineras även på kort sikt. Halterna av krom i ytsediment i Valdemarsviken skall begränsas till regionala bakgrunds nivåer (100 mg/kg TS).

I alla åtgärdsalternativ från nivå 2 och uppåt ingår också efterbehandling av fyllningen vid Grännäs genom bortgrävning och efterföljande täckning.

Syftet med uppdelningen 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 åtgärdsnivå, liksom kostnaderna ökar 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 av hamnen och byggande i vatten) måste tillståndsprövas.

Åtgärdsnivå 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, muddringar och utbyggnader i vatten etc.

Åtgärdsnivå 2 omfattar åtgärder mot de förorenade sedimenten inom hamnområdet längst in i viken. De sediment som åtgärdas är de som har högst föroreningshalter och återfinns i de grundaste områdena och där omfattande småbåtstrafik förekommer. Genom en sådan begränsad åtgärd bedöms spridningen av föroreningar kunna minskas med minst 50 %. Belastningen på de yttre delarna minskas därmed samtidigt som behovet av restriktioner i hamnområdet bortfaller. Föroreningshalterna i ytsedimenten längre ut i viken bör på lång sikt minska men bedöms inte återställas till ett naturligt tillstånd under överskådlig tid.

Åtgärdsnivå 3 innebär att åtgärderna på nivå 2 utökas så att en större andel av de förorenade sedimenten åtgärdas. Med denna utökning bedöms spridningen minska med ytterligare 20 %, d.v.s. med minst 70 % från dagens nivå. Dock bedöms inte heller detta alternativ innebära att sedimentmiljön i viken helt återställs till ett naturligt tillstånd under överskådlig tid.

Åtgärdsnivå 4 innebär att hela det område i inre viken där de mest förorenade sedimenten återfinns och som bedöms fungera som källa för spridning utåt åtgärdas. Genomförs dessa åtgärder bortfaller behovet av åtgärder på åtgärdsnivå 1 och den fortsatta spridningen av föroreningar begränsas kraftigt. Även de yttre delarna av Valdemarsviken bedöms därmed kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd. Detta bedöms dock kunna ske först på lång sikt..

Åtgärdsnivå 5 omfattar åtgärder i större delen av Valdemarsviken. I detta alternativ kompletteras åtgärderna på nivå 4 med en enklare täckning, t.ex. av typen geltäckning, på övriga förorenade ytor (akkumulationsbottnar). Detta leder inte till någon ytterligare minskning av spridningen jämfört med föregående åtgärdsnivå men innebär att sedimentmiljön i hela viken kan återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd snabbare.

Den teknik som bedöms som lämpligast för de förorenade sedimenten i källområdet är muddring med särskilt anpassat sugmudderverk eller annan ur miljösynpunkt jämförbar utrustning. Tidigare genomförda muddringar har visat att med denna typ av mudderverk kan en hög noggrannhet i avverkningen erhållas med ett minimum av spill (grumling). För vissa begränsade delar längs stränderna, där stabilitetsförhållandena kan vara otillfredsställande kan muddringen behöva bytas mot täckning. Stabilitetsutredningar för att klarlägga behovet av detta och identifiera sådana områden behöver utföras som en del av projekteringen. För fyllningen vid Grännäs är sannolikt bortgrävning med efterföljande täckning det bästa alternativet, både med hänsyn till miljörisker och till stabilitetsförhållanden.

För åtgärder på akkumulationsbottnar bedöms en enkel täckning av typen geltäckning som tillräcklig. Inom källområdet bedöms täckning inte som en lämplig teknik eftersom denna i dessa områden behöver dimensioneras med hänsyn till pågående erosion (resuspension). Detta innebär dels att täckningen behöver utföras relativt mäktig och kommer att inkräkta på vattendjupet och begränsa möjligheterna för båttrafik till hamnen, dels på de tekniska svårigheterna att täcka lösa sediment över stora öppna områden.

Muddrade sediment kan omhändertas antingen genom nyttiggörande i fyllningar i Valdemarsviken, eller deponeras i en specialdeponi för muddermassor inklusive förorenade massor från Grännäs. Ett lämpligt fyllningsområde är den förorenade delen längst in i Grännäsviken. Fyllningen kan där nyttiggöras för utbyggnad av kajanläggningar m.m. i samband med att området innanför strandlinjen byggs. För omhändertagande av massorna i en deponi har två områden identifierats som lämpliga med hänsyn till hydrogeologiska förhållanden utgående från befintligt kartmaterial. Några undersökningar för att verifiera förhållandena har dock inte genomförts vare sig för fyllningsområdet, där geotekniska svårigheter kan föreligga, eller för de möjliga deponeringsområdena.

Med hänsyn till muddermassornas lakningsegenskaper kan massorna omhändertas med skyddsåtgärder motsvarande deponier för icke-farligt avfall.

Enkla beräkningar av kostnadseffektiviteten för de olika åtgärderna visar att åtgärdsnivå 4 uppvisar den bästa kostnadseffektiviteten oberoende av beräkningsmetod men att kostnadseffektiviteten är god även för åtgärder på nivå 2-3. Samtliga av dessa alternativ bedöms som väl motiverade att genomföra med hänsyn till en vägning av kostnaden för gentemot effekten av åtgärden. Däremot bedöms steget från åtgärdsnivå 4 till åtgärdsnivå 5 inte som motiverat.

INNEHÅLL

1	INLEDNING	8
2	SYFTE	8
3	OMRÅDESBESKRIVNING	10
3.1	LOKALISERING	10
3.2	TOPOGRAFISKA, GEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	10
3.3	FÖRORENADE OMRÅDEN	11
3.4	NUTIDA OCH FRAMTIDA MARKANVÄNDNING	12
4	FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR EFTERBEHANDLING	12
4.1	RISKBEDÖMNINGENS RESULTAT.....	12
4.2	BEHOV AV RISKREDUKTION.....	14
4.3	YTOR OCH MÄNGDER	15
4.4	TEKNISKA EGENSKAPER	15
4.5	KLASSIFICERING FÖR OMHÄNDERTAGANDE	15
5	ÅTGÄRDSMETODER	16
5.1	MUDDRING AV FÖRORENADE SEDIMENT	16
5.1.1	<i>Allmänt</i>	16
5.1.2	<i>Sugmuddring</i>	16
5.1.3	<i>Grävuddring</i>	18
5.1.4	<i>Frysmuddring</i>	19
5.1.5	<i>Övriga muddringsmetoder</i>	20
5.2	BEHANDLING AV MUDDRADE SEDIMENT	21
5.2.1	<i>Allmänt</i>	21
5.2.2	<i>Avvattning och rening av returvatten</i>	21
5.2.3	<i>Termisk behandling</i>	23
5.2.4	<i>Kemisk behandling</i>	24
5.2.5	<i>Stabilisering/solidifiering</i>	25
5.3	SLUTLIGT OMHÄNDERTAGANDE AV SEDIMENT.....	27
5.3.1	<i>Allmänt</i>	27
5.3.2	<i>Nyttiggörande som fyllning</i>	27
5.3.3	<i>Utvinning av krom</i>	28
5.3.4	<i>Deponering</i>	29
5.4	EFTERBEHANDLING AV SEDIMENT PÅ PLATS	31
5.4.1	<i>Allmänt</i>	31
5.4.2	<i>Behandling in situ</i>	31
5.4.3	<i>Övertäckning med jord</i>	32
5.4.4	<i>Övertäckning med artificiella sediment</i>	34
5.4.5	<i>Övertäckning med geosyntet</i>	34
6	FÖRSLAG TILL AMBITIONSNIVÅER OCH ÅTGÄRDSMÅL	36
7	ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR DE STUDERADE AMBITIONSNIVÅERNA	37
7.1	ADMINISTRATIVA STYRMEDEL – NIVÅ 1	37
7.2	ÅTGÄRDER I HAMNOMRÅDET INKLUSIVE FYLLNINGEN VID GRÄNNAS – NIVÅ 2	38
7.2.1	<i>Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna</i>	38
7.2.2	<i>Val av teknik och metoder</i>	38
7.2.3	<i>Konsekvenser för miljön av föreslagna åtgärder</i>	40
7.2.4	<i>Övriga konsekvenser och försiktighetsmått</i>	41
7.3	UTÖKADE ÅTGÄRDER I INRE VIKEN – NIVÅ 3	41
7.3.1	<i>Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna</i>	41

7.3.2	Val av teknik och metoder	41
7.3.3	Konsekvenser av de föreslagna åtgärderna	42
7.4	ÅTGÄRDER I HELA KÄLLOMRÅDET INKLUSIVE GRÄNNÄSFJÄRDEN – NIVÅ 4	43
7.4.1	Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna	43
7.4.2	Val av teknik och metoder	44
7.4.3	Konsekvenser av de föreslagna åtgärderna	44
7.5	ÅTGÄRDER I HELA VIKEN – NIVÅ 5	44
7.5.1	Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna	44
7.5.2	Val av teknik och metoder	45
7.5.3	Konsekvenser av de föreslagna åtgärderna	45
7.6	OMHÄNDERTAGANDE AV MUDDRADE SEDIMENT	45
8	KOSTNADER OCH KOSTNADSEFFEKTIVITENS BEROENDE AV AMBITIONSNIVÅ	47
9	REFERENSER	49

BILAGOR

- Bilaga 1: Grundläggande karakterisering av muddermassor.
Bilaga 2: Lokaliseringsutredning för deponering av muddermassor.

1 Inledning

Länsstyrelsen i Östergötlands län genomför tillsammans med Valdemarsviks kommun en huvudstudie av de områden som förorenats av verksamheten vid f.d. Lundbergs läder i Valdemarsviks tätort. Huvudstudien genomförs i enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Garveriverksamheten vid Lundbergs läder startade 1873 och pågick fram till 1960. Vid fabriken fanns både ett kromgarveri och en kromläderverkstad. Från fabriken leddes processvatten ut orenat till Fifallaån som mynnar i Valdemarsviken. Detta har lett till att Valdemarsvikens sediment blivit kraftigt förorenade med framförallt krom. Föroreningarna har spridits utåt i viken och påträffas idag ända ute vid tröskeln vid Krogsmåla. Vidare har avfall från fabriken använts tillsammans med annat avfall som fyllning i Grännäs i den sydöstra utkanten av Valdemarsviks tätort vid stranden till viken och utgör idag underlag för en cykelväg.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda behovet av och möjligheterna att minska riskerna för människors hälsa och miljön, kopplade till förekomsten och spridningen av tungmetaller från de förorenade områdena. Inom ramen för huvudstudien har undersökningar av sediment och vatten i Valdemarsviken, deponin vid Grännäs samt fabrikstomten genomförts.

Den genomförda riskbedömningen har visat att det inte föreligger något åtgärdsbehov för det f.d. fabriksområdet i Valdemarsvik. Däremot bedöms ett åtgärdsbehov föreligga för såväl sediment i Valdemarsviken som för fyllningen med avfall i Grännäs.

2 Syfte

Åtgärdsutredningens syfte styrs av riskbedömningens resultat. Denna visar att de största riskerna för miljön är förknippade med förekomsten av stora mängder krom men även av kvicksilver i Valdemarsvikens sediment. Halterna i sedimenten är främst i den inre delen av viken mycket höga (ställvis innehåller sedimenten flera procent krom) samtidigt som resuspensionen är stor eftersom vattendjupen i denna del av viken är begränsade. Detta leder till en omfattande spridning av föroreningar med resuspenderade partiklar i vattenmassan från den inre delen av viken till utanförliggande områden. Längre ut i viken är vattendjupen större och en stor del av de resuspenderade föroreningarna sedimenterar på ackumulationsbottnar här. En betydande del fortsätter dock över Valdemarsvikens tröskel ut till Östersjön. Mängden krom i sedimenten är stor, haltminskningen i ytsediment till följd av översedimentering är, p.g.a. den kraftiga resuspensionen, långsam och spridningen kommer därmed att fortgå under mycket lång tid om inga åtgärder vidtas.

De höga halterna av krom i sedimenten medför att ekotoxiska effekter finns i sedimentmiljön och att halterna av krom är höga i såväl musslor som fisk i viken. Den hälsorisk som finns är dock inte förknippad med förekomsten av krom utan med kvicksilverhalten i fisk vilket inte är unikt för Valdemarsviken.

För fyllningen vid Grännäs bedöms den största risken vara förknippad med otillfredsställande stabilitetsförhållanden som innebär att sannolikheten för att ett skred skall inträffa inte är försumbar. Ett eventuellt skred skulle innebära att de förorenade fyllningsmassorna sprids ut i viken. Viss pågående spridning till följd av stranderosion i de förorenade massorna har också konstaterats, men denna spridning är försumbar i förhållande till spridningen från sedimenten.

Mot bakgrund av riskbedömningens resultat är syftet med åtgärdsutredningen att föreslå åtgärder som kan genomföras för att minska spridningen av krom samt reducera riskerna för ekotoxikologiska effekter i sedimentmiljön. I föreliggande rapport redovisas dels olika åtgärdsmetoder och hur de kan användas för Valdemarsviken, 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 Valdemarsviken. 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 skall kunna ställas mot varandra i riskvärderingen inför beslut om åtgärder och slutligt fastställande av övergripande och mätbara åtgärds mål.



Figur 1. Karta över Valdemarsvik och Valdemarsviken. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din Karta™.

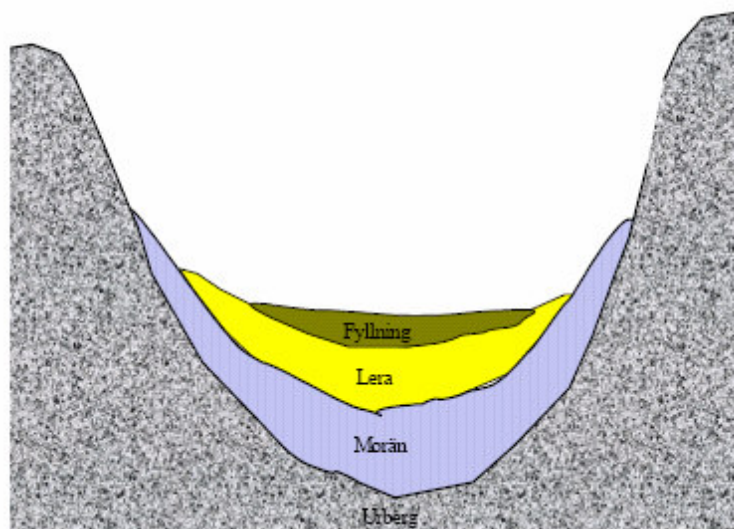
3 Områdesbeskrivning

3.1 Lokalisering

Valdemarsviken, som är ostkustens enda fjord, är belägen i Valdemarsviks kommun i sydöstra delen av Östergötlands län och sträcker sig från tätorten Valdemarsvik ut till Östersjön, ett avstånd på cirka 11 km. Området är ett mycket populärt fritidsområde, framförallt under sommaren, och utnyttjas frekvent som turistmål och för rekreation. I viken finns flera populära badplatser, varav Grännäsfjärden ligger närmast Valdemarsvik tätort i den inre delen av viken. Längre ut finns bostäder och sommarstugor med egna bryggor och båttrafiken, främst med fritidsbåtar, är omfattande. Valdemarsviken utgör riksintresse såväl för naturvården som friluftslivet och i vikens yttre delar finns flera naturreservat.

3.2 Topografiska, geologiska och hydrologiska förhållanden

Valdemarsviken ligger i en markerad dalgång som omges av ställvis branta bergspartier. Uppe på bergklackarna är jordtäcknet tunt eller obefintligt. I dalgången överlagras berggrunden av morän, som i sin tur överlagras av mäktiga lager av gyttja och lera. I Valdemarsvik överlagras de naturliga jordlagren till stor del av fyllning, som lagts ut för att möjliggöra och underlätta utbyggnad av hamnen och centrumbebyggelsen, se principskiss i Figur 2.



Figur 2 Principskiss över jordlagerföljden i Valdemarsviks dalgång.

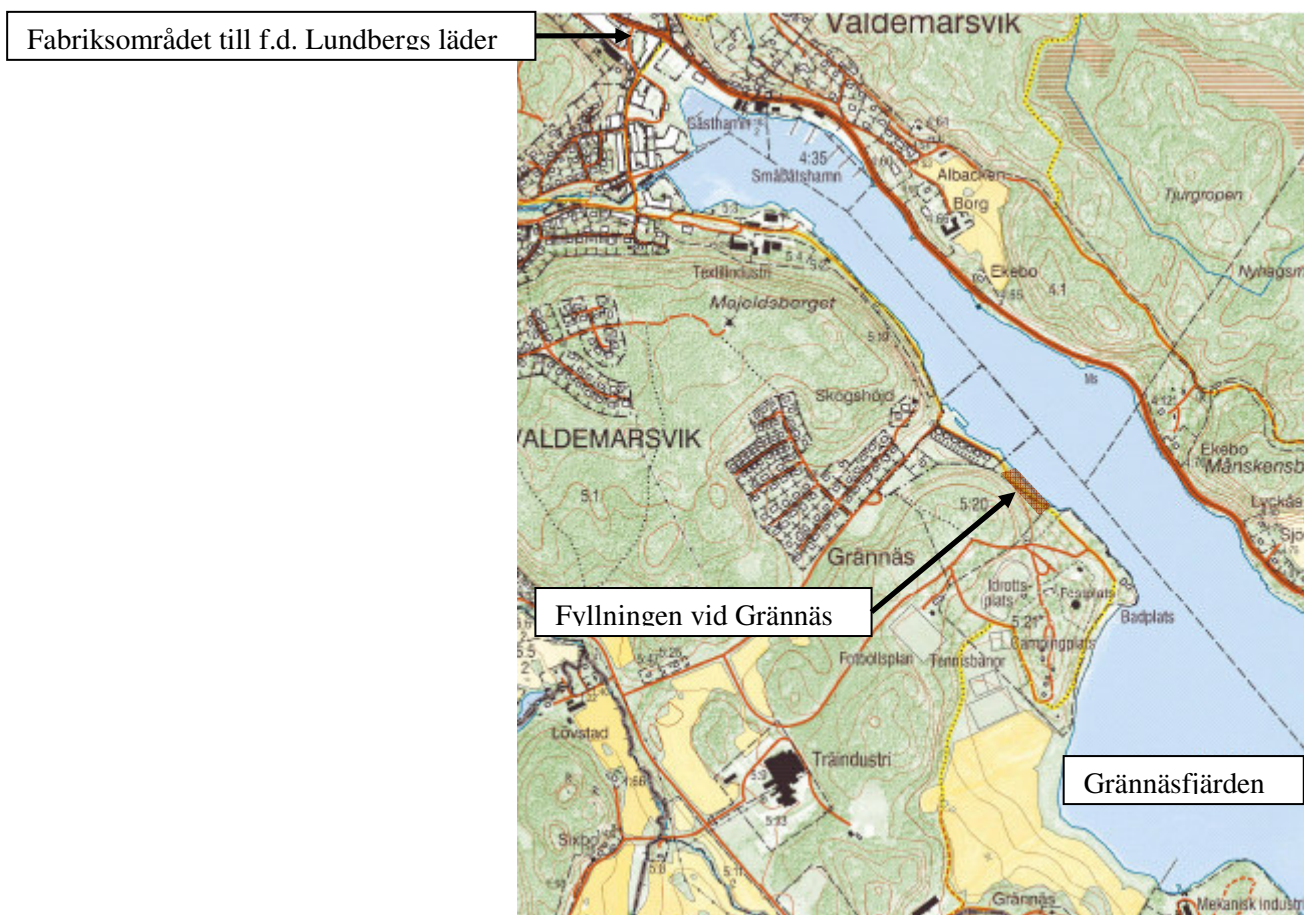
Gyttje- och lerlagren i Valdemarsviken är mycket lösa och har låg skjuvhållförmåga. Som en följd av detta är stabilitetsförhållandena besvärliga. Hamnen och strandområdena vid samhället har förstärkts så att stabilitetsförhållandena för tätorten i huvudsak är säkrade. För en mindre delsträcka i hamnen är förhållandena dock fortfarande otillfredsställande.

I Valdemarsvik förgrenas dalgången. Vardera grenen avvattnas av en å som rinner ut längst in i Valdemarsviken, Vammarsmålaån i öst-västlig riktning och Fifallaån från nordväst mot sydost. Medelvattnenföringen i åarna är i storleksordningen 0,5 m³/s, men kan variera mellan 0,05 m³/s och 3 m³/s.

Vattenomsättningen i Valdemarsviken styrs endast i begränsad omfattning av sötvattentillrinningen och i ännu mindre utsträckning av vattenståndsvariationer. I stället är vinddriven strömning den avgörande faktorn för strömningen i viken och utbytet med Östersjön. Eftersom tröskeln vid Krogsmåla är trång och smal påminner den strömning som genereras av vinden om situationen i en sjö. Vinden (riktad i vikens längdriktning) ger upphov till en ytström som kompenseras av en motriktad bottenström. Den trånga sektionen medför att det utgående ytvattnet stuvats upp och strömningen över tröskeln blir mindre än inne i viken.

3.3 Förorenade områden

Föroreningarna från f.d. Lundbergs läder återfinns inom flera områden i Valdemarsvik och Valdemarsviken (se figur 2). Dessa områden omfattar den f.d. fabriksstomten, ett område vid Grännäs där avfall från bland annat läderfabriken använts för fyllningsändamål samt Valdemarsvikens vatten och sediment.



Figur 3. Karta som visar de områden i inre viken som förorenats av verksamheten vid f.d. Lundbergs läder.

Det f.d. garveriet och läderfabriken är beläget i Valdemarsviks tätort, i dalgången inom de centrala delarna nära hamnen. Fabriksområdet som är grundlagt på fyllning över lera är cirka 10 000 m² stort. Genom fabriksområdet rinner Fifallaån som på denna sträcka är kulverterad under området. Ån, som fungerade som recipient för avloppsvatten från Lundbergs läder, mynnar i Valdemarsviken strax nedströms Valdemarsviken.

Cirka 1,5 km sydost Valdemarsviks centrum, längs Valdemarsvikens strand, ligger fyllningen vid Grännäs. Fyllningen ligger mellan ett f d båtvarv där numera bostäder är uppförda och campinganläggningen vid Grännäs. Fyllningen är utlagd som en terrass i en brant sluttning och underlagras av lera.

I Valdemarsviken är sedimenten förorenade från hamnen längst in i viken och i stort sett hela vägen ut till tröskeln vid Krogsmåla.

3.4 Nutida och framtida markanvändning

Markanvändningen vid fabrikstomten utgörs idag av kontorsverksamhet. Vid hamnområdet utanför f d fabriksbyggnaden utnyttjas främst som rekreationsområde. En viss yrkesverksamhet förekommer, exempelvis butiker. I nära anslutning till fabrikstomten ligger Valdemarsviks centrum samt bostäder. Det finns inga restriktioner för markanvändning eller markarbeten inom det förorenade området.

Själva Valdemarsviken utnyttjas frekvent som rekreationsområde, främst båttrafik, fiske och bad. I anslutning till vattnet finns flera bostäder samt Grännäs med både camping och bad.

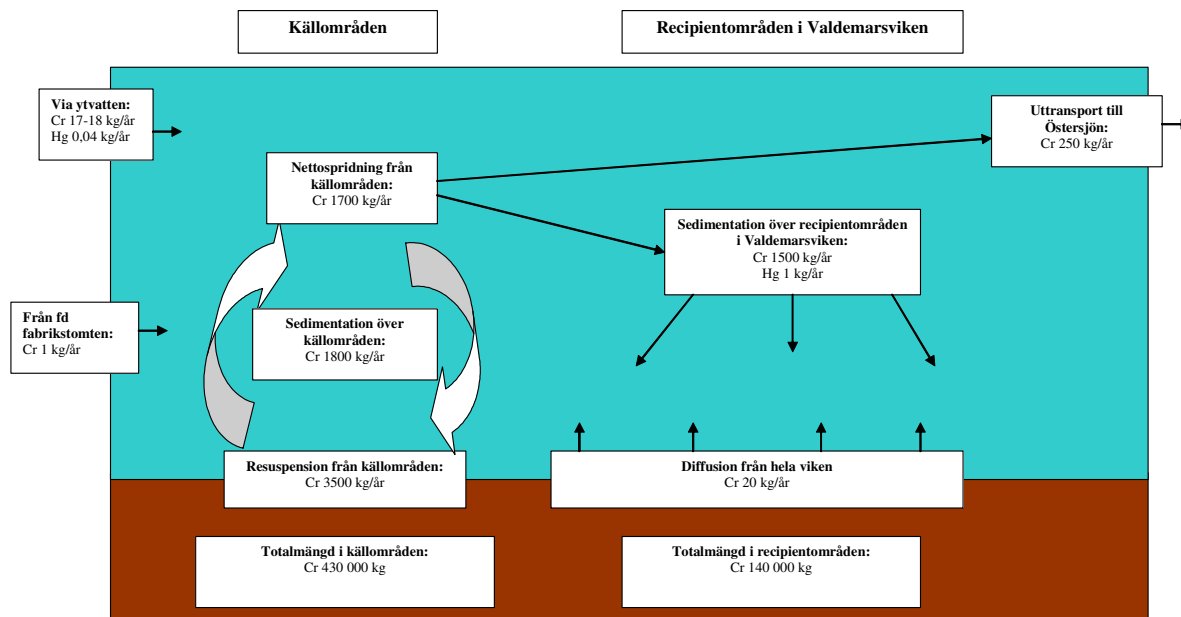
Idag finns inga planer på att förändra markanvändningen. Däremot planeras en nybyggnad av bostäder vid Valdemarsviken omedelbart söder om Grännäsfjärden, se Figur 3. På längre sikt kommer sannolikt utbyggnaden av bostäder längs med Valdemarsvikens stränder att fortsätta.

4 Förutsättningar för efterbehandling

4.1 Riskbedömningens resultat

Undersökningarna av sediment och vatten i Valdemarsviken visar på att framförallt sedimenten är kraftigt förorenade. De element som främst förekommer i höga halter är krom och kvicksilver. Förorenade sediment förekommer över hela undersökningsområdet, dvs från hamnen och ut till tröskeln. Generellt förekommer de högsta halterna av krom från hamnen och ut till Grännäs samt i sydvästra delen av Grännäsfjärden. Dessa områden fungerar idag också som källområden för spridning av krom. Mäktigheten på de förorenade sedimenten i dessa områden varierar mellan 50 cm och 120 cm och här återfinns sammanlagt cirka 210 000 m³ förorenade sediment innehållande i storleksordningen 550-600 ton krom. Även utanför dessa områden finns stora volymer förorenade sediment. Dessa bedöms dock i dagsläget inte utgöra någon källa för fortsatt spridning utan fungerar snarare som ackumulationsbottnar där föroreningar som sprids från innerområdena kan sedimentera.

Spridningen och interncirkulationen av krom i viken bedöms vara mycket stor, som framgår av Figur 4. Utredningarna visar på att orsaken till detta sannolikt är en omfattande resuspension av sediment från källområdena. De främsta källområdena är hamnområdet delar av området mellan hamnen och Grännäs samt sydvästra delen av Grännäsfjärden. En bidragande orsak till resuspensionen i framförallt hamnen bedöms vara båttrafiken. Inom dessa områden beräknas resuspensionen svara för en spridning till vattenpelaren av ca 3,5 ton per år. Av dessa bedöms ca 1,8 ton per år återsedimentera inom källområdet. Sediment som frigjorts genom resuspension från källområdena transporteras också utåt i viken till recipientområden där det sedimenterar. Beräkningar visar att spridningen från källområdena ut till övriga recipientområden (yttre delen av Valdemarsviken och områdena utanför viken) uppgår till cirka 1,5 ton krom/år. Spridningen över tröskeln till övriga Östersjön är ca 250 kg/år enligt de beräkningar som bedöms som mest tillförlitliga. Denna delmängd är svår att beräkna till sin storlek och olika beräkningsmodeller och datauppsättningar ger en spridning som varierar från 50 kg/år upp till 500 kg/år.



Figur 4. Massbalans för krom i Valdemarsviken. Från källområdet i inre delen av viken sker en nettospridning av drygt 1,7 ton krom per år till recipientområdena, varav 1,5 ton sedimenterar i de yttre delarna av viken och 250 kg fortsätter ut till de utanförliggande skärgårdarna och Östersjön. Därutöver sker en intern cirkulation i källområdet som omfattar ytterligare 1,8 ton krom per år.

Inga motsvarande undersökningar i Sverige har haft krom som huvudsakligt problemelement och därmed är underlaget vad gäller jämförelsedata för spridning sparsamt. Som jämförelse anges istället utsläppstillstånden för två industrier där stora mängder krom används i processerna. Sandvik i Sandviken som tillverkar produkter i rostfritt stål släpper årligen ut mindre än 50 kg/år. Elmo Leather i Svenljunga som är Sveriges största garveri där krom hanteras har ett tillstånd på att släppa ut 0,2 kg krom/dygn. Detta ger i storleksordningen 60-70 kg krom/år. Spridningen från källområdet i Valdemarsviken är således ca tjugo gånger högre än Elmos tillstånd och ca trettio gånger högre än utsläppet från Sandvik.

De höga kromhalter i sedimenten bedöms idag inte utgöra någon humantoxikologisk risk vid direktintag eller hudkontakt i en omfattning som kan anses rimlig med hänsyn till exponeringssituationen. Den humantoxikologiska risk som bedöms kunna ge konsekvenser är vid intag av fisk som fångats i viken. Fisken innehåller höga halter av såväl krom som kvicksilver. Kromhalterna utgör inte någon risk för hälsan vid konsumtion av fisk. Däremot kan kvicksilverhalterna utgöra en risk för hälsan vid stor fiskkonsumtion. Undersökningar av referensområden liksom undersökningar i andra recipienter visar dock att detta inte är unikt för Valdemarsviken och sannolikt inte kan kopplas till de tidigare utsläppen från Lundbergs läder. De förorenade sedimenten utgör däremot en ekotoxikologisk risk med hänsyn till de höga halterna av krom. Sannolikheten för konsekvenser av detta bedöms som stor och sådana effekter har också konstaterats, bland annat i form av förhöjda kromhalter i fisk och musslor och mundelsskador på fjädermygglarver.

De konsekvenser som bedöms finnas i dagsläget är således följande:

- Höga kromhalter i sedimenten, vilka utgör ekotoxikologiska risker (påverkar främst bottenfaunan).
- Höga kvicksilverhalter i matfisk, vilka utgör humantoxikologiska risker (troligen dock ej specifikt för Valdemarsviken).
- Den mycket stora spridningen av krom från källområdena till skyddsobjekten övriga Valdemarsviken och Östersjön.

De konsekvenser som bedöms finnas idag gällande human- och ekotoxikologiska risker bedöms även finnas i framtiden om inga åtgärder vidtas eller betydande förändringar i markanvändningen genomförs. Sedimenten bedöms även framledes vara toxiska för biota och de höga metallhalterna i bland annat fisk och musslor bedöms kvarstå. Risken för att spridningen av krom från sedimenten genom resuspension i framtiden ökar bedöms som liten. Detta gäller dock under förutsättning att inga stora förändringar sker, exempelvis vad gäller båttrafiken. En ökad trafik i hamnen och med större båtar skulle sannolikt kunna öka resuspensionen av sedimenten där. Kemiska förändringar, som till exempel försämrade syreförhållanden, som en följd av ökad algblooming, bedöms också kunna påverka spridningen av krom.

En ökad spridning kan även bli aktuell i framtiden på grund av de otillfredsställande stabilitetsförhållandena för utfyllningen vid Grännäs. Fyllningen består till stor del av olika avfall, bland annat läderrester från f.d. Lundbergs läder. För det fall ett skred skulle utbildas bedöms en relativt stor spridning ske vid ett tillfälle. Sannolikt pågår också en viss kontinuerlig spridning från fyllningen p.g.a. slänterosion. Omfattningen av den pågående spridningen bedöms dock som försumbar vid en jämförelse med spridningen från övriga källområden i viken.

Sammanfattningsvis bedöms följande konsekvenser, i tillägg till dem som bedöms finnas idag, kunna bli aktuella i framtiden:

- En ökad resuspension och spridning av partikelbundet krom från källområdena som en följd av ökad båttrafik i hamnen.
- Algbloomingens påverkan på syreförhållandena kan bidra till en ökad spridning av löst krom alternativt en ökad sedimentation av krom.
- En ökad spridning av krom vid enstaka tillfällen som en följd av skred vid fyllningen vid Grännäs.

Sammanfattningsvis bedöms spridningen och cirkulationen av krom samt riskerna för ekotoxikologiska effekter vara de största konsekvenserna i dagsläget. I framtiden finns risker för att spridningen av krom kan öka, bland annat som en följd av ökad båttrafik eller skred vid Grännäsdeponin.

4.2 Behov av riskreduktion

Mot bakgrund av riskbedömningen bedöms att behovet av en riskreduktion är stort för sedimentmiljön i Valdemarsviken. Då inga direkta humantoxikologiska risker har visats föreligga med sedimenten bör den högsta prioriteten vara att minska spridningen av krom från källområdena. Valdemarsviken bedöms ha ett mycket högt skyddsvärde då den är ett populärt fritidsområde sommartid och bland annat utnyttjas av fritidsbåtar, fritidsfiske och bad. Viken är även mycket viktig för samhället Valdemarsvik, bland annat genom gästhamnen som genererar en betydande turisttrafik. Genom att åtgärda spridningen förhindras att påverkan i de yttre områdena av viken ökar. I stället gynnas återhämtningen till naturligare nivåer (p.g.a. översedimentering med renare material). En reduktion av kromhalterna i källområdena skulle minska spridningen av material med höga kromhalter. En rent naturvetenskapligt eftersträvävärd riskreduktion borde vara att minska kromhalterna i sedimenten till de nivåer som återfanns före verksamheten vid Lundbergs läder, d.v.s. cirka 100 mg/kg.

Genom att åtgärda källområdena minskas eller elimineras även de ekotoxikologiska effekterna i sedimenten i dessa områden. Riskerna kommer på kort sikt att kvarstå i områden som inte åtgärdas. På längre sikt kommer den minskade spridningen innebära att även dessa områden återhämtas och därmed de ekotoxikologiska riskerna reduceras.

Åtgärder mot föroreningarna kan även motiveras som ett steg i arbetet mot att uppnå de nationella miljömålen ”hav i balans samt levande kust och skärgård” och ”giftfri miljö”. Stora mängder krom

skulle isoleras från kust- och havsmiljön, men åtgärder skulle även innebära att en signifikant mängd (i storleksordningen 35 kg) av det prioriterade miljögiftet kvicksilver skulle omhändertas.

4.3 Ytor och mängder

Källområdets yta är ca 350 000 m². De förorenade sedimentens mäktighet är mestadels inte större än 0,5 m, men ökar längst in i hamnen upp till som mest ca 2 m. Den totala volymen av de förorenade sedimenten i källområdet är ca 175 000 m³.

Den förorenade ytan på ackumulationsbottnar utanför källområdet är ca 2,5 kvadratkilometer. Inom dessa ytor återfinns ca 1 Mm³ förorenade sediment.

Fyllningens vid Grännäs yta upptar 3 000-4 000 m² (inklusive utbredningen under vatten) och volymen avfall i denna uppskattas till mellan 3200-4200 m³, varav ca 1 700 m³ återfinns på land.

4.4 Tekniska egenskaper

Torrsubstanshalten i Valdemarsvikens sediment varierar mestadels mellan 20 % och 40 %, motsvarande vattenkvoterna 150-400 %. Längst in i viken (hamnen) förekommer sediment med lägre TS-halter, 13-15 % (vattenkvot 570-670 %). Densiteten varierar mellan 1,16 t/m³ upp till 1,28 t/m³ med de lägsta värdena längst in i hamnen.

Vid en geoteknisk jordartsklassificering benämns sedimenten som lerig gyttja till gyttjig lera. Huvudordet gyttja anger att det organiska innehållet är mer än 20 % medan huvudordet lera innebär att det organiska innehållet är mindre än 20 %. Tillägget ”gyttjig” innebär att materialet har tillräckligt hög organisk halt för att det organiska innehållet väsentligt påverkar de tekniska egenskaperna (mer än 6 %). Innehållet av organiskt material uppmätt som glödningsförlusten varierar vanligen mellan 10 % och 30 %. I enstaka prover har glödningsförluster upp till 35 % uppmätts. Glödningsförlusten samvarierar med vattenkvoten såtillvida att en hög vattenkvot (låg TS-halt) ofta också innebär en hög glödningsförlust.

Kornfördelningen har inte bestämts men av benämningar och övriga analyser framgår att sedimenten är mycket finkorniga. Konflytgränsen är hög (300-500 %) vilket innebär att materialet karakteriseras som mycket högplastiskt.

Sedimenten är mycket lösa och hållfastheten extremt låg. Någon hållfasthetsbestämning har inte utförts *in situ*. I stället har försök att bestämma skjuvhållfastheten hos inpackade samlingsprover utförts på laboratorium för att försöka efterlikna egenskaperna i en deponeringssituation, efter muddring och avvattning. Sedimentens lösa karaktär innebär att stabila provkroppar inte kunde tillverkas utan tillsats av annat material som höjde torrsubstanshalten. Efter en sådan ”stabilisering” kunde tryckförsök genomföras varvid skjuvhållfastheter i intervallet 1-6 kPa. Provkropparnas TS-halt efter stabilisering varierade mellan 37-45 %.

Avvattningsförsök har utförts genom att sedimenten först blandats med vatten till TS- 5-10 % för att efterlikna en sugmuddring. Olika polymertillsatser och -doseringar har provats och avvattningsresultaten har varierat inom intervallet 29-33 %, d.v.s. i nivå med den ursprungliga TS-halten.

4.5 Klassificering för omhändertagande

För sediment i Valdemarsviken kommer att muddras måste dessa tas om hand som avfall. Större delen av sedimenten klassificeras som farligt avfall enligt avfallsförordningen. Enligt bilagan 3 till förordningen skall bland annat avfall som uppvisar ekotoxiska egenskaper klassificeras som farligt. I Renhållningsverkets rapport RVF Utveckling 02:09 bör förorenade massor med kromhalter över 2 500

mg/kg TS klassas som farligt. Merparten av sedimenten i viken har halter som är betydligt högre och har också uppvisat ekotoxiska egenskaper i toxtester.

En grundläggande karakterisering för avstämning mot mottagningskriterierna för deponering enligt kraven i Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2004:10 har genomförts och redovisas i Bilaga 1. Även om sedimenten utgör farligt avfall är utlakningen av farliga ämnen inte större än att de enligt kriterierna för mottagning av avfall vid deponier kan tas emot i en monocell som uppfyller kraven på en deponi för icke-farligt avfall enligt förordningen 2001:512 om deponering av avfall. Utlakningen av flertalet ämnen ligger dessutom under mottagningskriterierna för en deponi för inert avfall. Det är endast utlakningen av klorid (ca 10 ggr), arsenik (ca 2ggr) och nickel (ca 1,25 ggr) som överskrider dessa kriterier. Anmärkningsvärt är att utlakningen av krom, trots den höga koncentrationen i den fasta fasen inte lakar ut i nämnvärd utsträckning. Däremot är innehållet av organiskt material högre än vad mottagningskriterierna anger (5 % uttryckt som TOC). Det är dock möjligt att få dispens från detta krav upp till 2 gånger gränsvärdet vilket bedöms som tillräckligt för att de förorenade sedimenten skall kunna deponeras. Utlakningen av organiskt material är nämligen liten (under mottagningskriterierna för mottagning vid deponier för inert avfall).

Avfallet i fyllningen vid Grännäs är blandat. Läderrester från f.d. Lundbergs läder förekommer i fyllningen som huvudsakligen består av rivningsrester (sand, silt, grus, matjord, betong och tegel) men även slagg, aska, kol, glas och läder. Med hänsyn till det blandade innehållet och att inget av dessa avfallsslag normalt klassificeras som farligt avfall (utom möjligen läderresterna) bedöms att dessa massor kan tas om hand som icke-farligt avfall.

5 Åtgärdsmetoder

5.1 Muddring av förorenade sediment

5.1.1 Allmänt

Det finns flera muddringsmetoder som huvudsakligen kan indelas i mekaniska metoder (grävuddring) och hydrauliska metoder (sugmuddring) med eller utan hjälp av skäraggregat för losstagnation av sediment. Vid grävuddring lyfts sedimenten upp med en skopa och dess ursprungliga vattenhalt bibehålls. Vid sugmuddring transporteras sedimentet hydrauliskt vilket innebär en (oftast avsevärd) utspädning i vatten. En ny teknik som håller på att etableras på marknaden är frysmuddring, som innebär att sedimenten fryses och därefter lyfts upp i block.

Det finns även en tredje teknik som kan sägas vara en kombination av metoderna såtillvida att transporten av de losstagna sedimenten sker i en sluten ledning men utan inblandning av vatten. Denna teknik bygger på att sedimentet pressas genom transportledningarna med hjälp av stora kolvpumpar.

5.1.2 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 suggs 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 svängande 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, 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 vara i storleksordningen 100 kr/m³ sediment.

Bedömning av teknikens lämplighet i Valdemarsviken

De tekniska förutsättningarna för sugmuddring i inre delen av viken är goda. De förorenade sedimentens egenskaper är sådana att inga losstagningsproblem bedöms föreligga. Sugmuddring av denna typ är särskilt anpassad för förorenade sediment och några störningar av uppgrumling etc. förväntas inte.

De svårigheter som kan förutses är främst förankringen av mudderverket som innebär att vajrar måste spännas upp och förankras i land på tre eller fyra punkter beroende på typ av mudderverk. Detta innebär att den del av viken som muddras sannolikt måste stängas av för båttrafik under större delen av

den tid muddring pågår och att ingen båttrafik kan tillåtas från området innanför muddringsområdet till området utanför detta.

För muddring av förorenade sediment på större djup (ackumulationsbottnar, vattendjup större än 10-15 m) finns idag inga mudderverk att tillgå på den svenska marknaden. Tekniken är i och för sig möjlig att tillämpa men detta kräver specialanpassade mudderverk.

Kalkylerad kostnadsosäkerhet för sugmuddringen bedöms till $\pm 20\%$.

5.1.3 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 genom användning av differentiell GPS-teknik som medger en snabb positionering med relativt hög noggrannhet och 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/m³ beroende på hur man kan etablera utrustningen (från land, från pråm etc) Grävuddring medför större grumling än sugmuddring. Som framförts i avsnitt 3.1.2 kommer suspensionen att innehålla små korn som medför lång tid för återsedimentation. 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/m³.

Bedömning av teknikens lämplighet i Valdemarsviken

Förutsättningarna för grävuddring i hamnbassängen är inte lika goda som för sugmuddringen. Sedimentens lösa karaktär innebär att risken för grumling blir stor vilket ökar risken för utsläpp från grävuddringen 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 av detta som dock inte kan bemästras med skyddsskärmar är risken för att uppgrumlade förorenade sediment skall återsedimentera på muddrade ytor.

En fördel med grävuddringen är att mudderfarkosten inte behöver spännas upp till land med vajrar varför endast mindre områden behöver stängas av för båttrafik under den tid muddring pågår, förutsatt att avskärmningen hela tiden flyttas vartefter muddringen framskrider. Muddringsplattformen förankras i stället med stödben vilket dock även det bidrar till större grumling.

Kalkylerad kostnadsosäkerhet för grävuddringen bedöms till $\pm 30\%$.

5.1.4 Frysmuddring

Allmänt om tekniken

Frysmuddring använder frysning för stabilisering av det sediment som ska tas upp och föras bort.

Markfrysning har sedan många år använts för att öka hållfastheten och minska inläckaget av vatten vid schaktning och byggande i jord och berg. FriGeo AB arbetar med utveckling av denna teknik för att genom frysning stabilisera och föra bort förorenade sediment. Metoden har hittills endast använts i mindre skala. Frysningen och upptagningen av sedimenten nyligen runt DC3:an, som försvann i Östersjön under spaningsuppdrag den 13 juni 1952, visar dock att metoden går att använda på stort djup; vattendjupet vid DC:an var cirka 130 meter.

Tekniken är speciellt 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. Frysningen induceras 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 borras ned i sedimenten. När sedimentet frusit lyfts det i sin stabila frusna form. Stabiliteten gör att endast små mängder förorenade sediment kan lösgöras till vattenmassan.

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

I de delar av hamnbassängen där 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 cellerna antas vara 5x5 m och icke fryst avstånd mellan cellerna antas till 0,25 m blir kvarlämnad mängd 5 % av upptagen mängd.

Frysningmuddringens främsta fördelar ligger i liten grumling, precision, ett bibehållande av TS-halten 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 %. Frysmuddringen kräver också mer energi, man beräknar att 100 kWh per m³ sediment åtgår för frysning. En del av denna energi kan dock återvinnas genom värmewäxling.

Kostnaderna för att installera, frysa och lyfta upp sedimenten på pråm torde ligga kring 200 kr/m³.

Bedömning av teknikens lämplighet i Valdemarsviken

Befintligt underlag ger liten vägledning för att bedöma frysmuddringens förutsättningar i Valdemarsviken. Erfarenhetsunderlaget är hittills litet. Tekniken är dock enkel och den största osäkerheten ligger i kostnaderna. Osäkerheten härvidlag bedöms till $\pm 30\%$. Miljömässigt bedöms tekniken som väl anpassad. Det torde också vara möjligt att arbeta utan uppspanning till land varför muddring med denna utrustning bör utgöra ett mindre hinder för båttrafiken än sugmuddring.

En eventuell frysmuddring bör föregås av pilottest. Vid detta test kan energiåtgång, grumling, TS-halt efter upptining mm klarläggas. Pilottest väntas minska kostnadsosäkerheten till 10% .

5.1.5 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 losstagnation 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 losstagnation av sediment sker i ett slutet muddringshuvud och transporteras till en mudderfarkost. 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 deponi 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^3 . Vid användning av enbart transportsystemet i kombination med grävuddring med slutna skopa bedöms kostnaderna till ca 200 kr/m^3 .

Bedömning av teknikernas lämplighet i Valdemarsviken

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 ($100 \text{ kr/m}^3 \pm 20\%$).

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 kompenseras av att kostnaderna för vattenrening minskar.

Kalkylerad kostnadsosäkerhet för båda metoderna bedöms till ± 20 %. Ett pilotförsök med metoderna bedöms minska kostnadsosäkerheten till 10 %.

5.2 Behandling av muddrade sediment

5.2.1 Allmänt

Muddrade sediment behöver vanligtvis genomgå någon form av avvattning före omhändertagandet. 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 de 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.

5.2.2 Avvattning och rening av returvatten

Allmänt om tekniken

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

- Mekanisk avvattning som utnyttjar maskinell utrustning
- Passiv avvattning genom sedimentering i bassänger
- 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 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 avjärnsjön 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 kan dekanteras av 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 anläggas 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 som genom val av kornstorlek också kan utgöra ett ytterligare partikelfilter, på ett underliggande tätskikt för uppsamling och slutlig rening av avrinnande vatten. Genom val av geotextil och dräneringslager kan en god partikelavskiljning fås direkt i avvattningssteget och kraven på ytterligare rening begränsas, beroende på föroreningsinnehållet. Denna avvattningsteknik används för närvarande i projekt Svartsjöarna i Hultsfreds kommun och har där fungerat väl och har visats ha en betydligt högre kapacitet än den mekaniska avvattning som användes i järnsjön och Örserumsviken.

Vilken teknik som är bäst lämpad för en muddring i Valdemarsviken är inte slutligt undersökt. Valet av avvattningsteknik beror också delvis på valet av 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 depå på land är geotuber eller en mekanisk avvattning att föredra. Vilken metod som väljs får avgöras inom ramen för en detaljprojektering.

Kostnaden för avvattningen, exklusive rening av returvattnet, beror bland annat på hur avvattningen kan bedrivas (passivt eller aktivt) och på sedimentens egenskaper. Kostnaden bedöms för sugmuddring till 50 kr/m³ och för grävuddring till 10 kr/m³ sediment.

Det är idag oklart i vilken omfattning som rening av returvattnet behöver göras vid avvattning av sedimenten. För bedömning av kostnaderna används en utredning som utförts av Aquakonsult AB för motsvarande muddring i Oskarshamns hamn (utredningen daterad 2004-05-07). Alternativ 1 avser vatten där enbart partikelavskiljning är nödvändig, alternativ 2 avser rening av lösta ämnen via kemisk

fällning. Kapaciteterna 100, 200 och 400 m³ returvatten per timme har utretts avseende kostnaderna för de båda alternativen. Investeringskostnaden varierar mellan 4 Mkr (alternativ 1 vid minsta kapaciteten) och 18 Mkr (alternativ 2 vid högsta kapaciteten). Driftkostnaderna är generellt små i förhållande till investeringskostnaderna.

Mängderna returvatten varierar med mudderteknik. Vid sugmuddring behövs en utspädning av sedimenten till ca 5 % TS. Om mängden sediment är cirka 100.000 m³ och TS genom avvattning ska ökas till minst 30 % krävs då rening av drygt 350.000 m³ returvatten. Vid grävuddring behöver cirka 50.000 m³ renas för att nå samma TS-halt (TS antagen till cirka 20 % i naturliga sediment).

Muddringen kan ske 8 timmar om dygnet medan avvattning och rening av returvatten kan ske 24 timmar om dygnet. En kapacitet på 100 m³/tim borde därvid vara möjlig. Mot bakgrund av detta sätts här kostnaden för rening av returvatten från sugmuddring till totalt 5 Mkr, vilket vid sedimentmängden 100.000 m³ betyder 50 kr/m³ sediment.

För grävuddring antas att kostnaden för rening av överskottsvatten är billigare och sätts till 20 kr/m³ sediment (totalt 2 Mkr).

Bedömning av teknikens lämplighet för Valdemarsviken

Viss osäkerhet råder om lämplig typ av rening och mängderna returvatten som behöver renas. Mängden vatten styrs dels av muddringens omfattning dels av kraven på slutlig TS-halt i sedimenten inför eventuell behandling och nyttiggörande eller deponering.

Med utgångspunkt från de lakförsök som utförs på sedimenten (se Bilaga 1) och som indikerar att halterna av lösta ämnen i lakvattnet kommer att vara låga bedöms det vara tillräckligt med partikelavskiljning i returvattnet. Den metod med vilken lakförsöken utförs är snarlik den omblandning och behandling som sugmuddring och hydraulisk transport av sedimenten innebär. TS-halten är dessutom högre i lakförsöket vilket medför att halterna av lösta ämnen i verkligheten snarare bedöms bli lägre än högre.

Kostnadsosäkerheten för avvattningen och reningen för både sugmuddringen och grävuddringen sätts till ±20 %.

Utsläpp av returvatten kan beräknas som produkten av halterna i vattnet efter rening och vattenmängden. Om det antas att halterna är lika för båda muddringsalternativen är således utsläppet 5 gånger större för sugmuddringen jämfört med grävuddringen.

5.2.3 Termisk behandling

Allmänt om tekniken

Termisk behandling har i denna utredning tagits med eftersom sedimenten innehåller organiskt material. För att de avvattnade muddermassorna skall få tas emot på en deponi för icke-farligt avfall krävs att det organiska innehållet mätt som TOC inte överskrider 5 %. För att få omhändertagande på en deponi för farligt avfall får inte det organiska innehållet överskrida 6 % mätt som TOC, alternativt 10 % mätt som glödningsförlust. Det organiska innehållet i de förorenade sedimenten i Valdemarsviken varierar i individuella prover mellan 10 % och 30 % mätt som glödningsförlust medan de samlingsprover som tagits ut uppvisar glödningsförlust mellan 4 % och 18 %. Detta möjliggör att en dispens kan medges för omhändertagande åtminstone i en deponi för farligt avfall. En sådan dispens kan medges upp till ett organiskt innehåll av 20 % mätt som glödningsförlust. Om en sådan dispens inte medges måste åtminstone de delar av sedimenten som återfinns inne i hamnen och som vilka uppvisar de högsta halterna av organiskt material destrueras med avseende på detta.

Under samlingsnamnet termisk behandling ryms ett flertal olika tekniker som utnyttjar principen om upphettning av massorna som ska behandlas 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. Grundämnen som krom och kvicksilver kan inte destrueras på detta sätt. Däremot kan volymen farligt avfall minskas genom att huvuddelen av metallerna drivs av i en förbränningsprocess och avskiljs i en rökgasrester medan den större mängden material faller som slagg eller bottenaska. Rökgasresten kommer att bedömas som farligt avfall medan slagg och bottenaska sannolikt kan tas emot på en deponi för icke-farligt avfall, möjligen också 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. Mobila anläggningar finns att tillgå, företrädesvis utomlands. Bl.a. har det svenska företaget GötaNord tillgång till en anläggning genom det tyska företaget Umweltsschutz Nord.

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 3.000 kr/ton inklusive transport och deponering av förbränningsrest.

Bedömning av teknikens lämplighet för Valdemarsviken

Förbränning av sediment med höga kromhalter medför en uppenbar risk att krom som i sedimenten föreligger som trevärt krom, en stabil och inte särskilt lättlakad form, omvandlas till sexvärt krom, en form som förutom att den är mer mobil och lättlakad också är betydligt mer toxisk. Miljömässigt innebär kravet på en förbränning sannolikt att massorna måste transporteras till godkänd förbränningsanläggning. Avståndet till närmaste fasta anläggning (SAKAB) är 35 mil, vilket med hänsyn till de stora sedimentvolymerna det kan handla om kräver ett mycket omfattande transportarbete.

Med hänsyn till ovanstående bedöms tekniken som olämplig för Valdemarsvikens sediment.

5.2.4 Kemisk behandling

Allmänt om tekniken

Kemisk behandling definieras här som tekniker 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. Kemisk behandling är ingen vanlig teknik att använda för behandling förorenade sediment, men har ändå tagits med som en möjlig teknik.

I gruppen kemisk behandling ingår tekniker för jordtvätt, lakning och extraktion liksom kemisk oxidation och dehalogenering (som bryter ner klorerade kolväten).

Av dessa tekniker har främst jordtvätt med vatten kommit till användning i Sverige. Denna teknik utnyttjar förhållandet att föroreningarna oftast är bundna till finpartiklar i jorden och innebär att finfraktionen avskiljs och behandlas som avfall medan övriga massor kan återfyllas. Eftersom de förorenade sedimenten till sin karaktär är finpartikulära kan denna metod inte tillämpas på de förorenade

sedimenten i hamnbassängen. 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.

Inga referensprojekt har påträffats där kemisk behandling av förorenade sediment använts vilket gör det svårt att uppskatta kostnaderna. De billigaste tvätteknierna för förorenade jordar kostar i storleksordningen 500 kr/ton. Eftersom tekniken i detta fall kräver lösningsmedel torde kostnaden ligga i intervallet 1.000-3.000 kr/ton inklusive omhändertagandet av den koncentrerade vätskan.

5.2.5 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.

Några försök med kemisk stabilisering har inte genomförts på de förorenade sedimenten, varför det är oklart vilka effekter som kan nås gällande lösligheten.

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. Vattenmolekylernas 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 rökgasreningsaskor från sopförbränning, vilka

innehåller höga halter av tungmetaller. Inblandningen av Monofill innebär oftast också en stabiliseringseffekt (kemisk fixering). Basen i Monofill utgörs av cement som modifierats genom tillsatser av särskilda additiv.

Vid solidifiering av förorenad jord med Monofill® förbehandlas massorna normalt med våtsiktning för att avskilja fraktioner som är större än 20 mm och som kan betraktas som ”rena”. Detta moment bortfaller vid solidifiering av finkorniga sediment.

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 rökgasreningssrest (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 Valdemarsviken 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). Genom att effekten av solidifieringen helt bygger på inneslutningen kan metoden förväntas ge effekt både på utlakningen av metaller och av eventuella organiska ämnen. Några försök med solidifiering är inte utförda på sedimenten. Solidifieringen ger ofta tillräcklig hållfasthet, vilket innebär att någon fysikalisk stabilisering inte blir nödvändig.

För nyttiggörande som fyllning krävs en viss hållfasthet hos materialet. Hur hög denna måste vara 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 stabiliseringen inför nyttiggörande som fyllning till mellan 50 kr/m³ (låga krav på hållfasthet) och 200 kr/m³ (höga krav på hållfasthet).

Stabiliseringen sker efter avvattning där TS-halten efter avvattning antas till 30 %. Detta innebär vid en naturlig TS-halt på 15 % att mängden sediment för stabilisering är 100.000 m³.

Bedömning av teknikernas lämplighet för Valdemarsviken

Eftersom den grundläggande karakteriseringen visar att sedimentens lakningsegenskaper är gynnsamma bedöms det inte som meningsfullt att utnyttja metoder vare sig för kemisk fixering eller solidifiering. Däremot visar utförda hållfasthetsbestämningar på avvattnade sediment att skjuvhållfastheten är låg vilket innebär att en fysikalisk stabilisering eller annan metod för grundförstärkning måste användas åtminstone vid nyttiggörande, men sannolikt även vid deponering av sedimenten. Det senare förhållandet är dock beroende på val av teknik för avvattning/deponering, se nedan.

Kostnaden för stabilisering för deponering bedöms vara i storleksordningen 50 kr/m³. Sannolikt kan dock stabilisering undvikas om avvattnings och deponering sker i geotuber. I detta fall utgör geotuberna en stabilisering som fungerar fram till dess att sedimenten har konsoliderat för överlasten av egen-tyngd och täckning och deras hållfasthet därigenom ökat i tillräcklig omfattning. För nyttiggörande i en fyllning med måttliga krav på hållfasthet bedöms kostnaden för stabilisering till ca 100 kr/m³. Osäkerheten bedöms i båda fallen till ±30 %.

5.3 Slutligt omhändertagande av sediment

5.3.1 Allmänt

Tre sätt att slutligt omhänderta muddrade sediment har utretts översiktligt:

- Nyttiggörande som fyllning
- Utvinning av metaller
- Deponering

Huruvida muddermassorna kan nyttiggöras som fyllning eller måste deponeras beror på om materialet kan accepteras som ett jordmaterial samtidigt som det utgör ett farligt avfall. Den grundläggande karakterisering som genomförts antyder att detta inte borde vara en omöjlighet. Det ämne som lakas ut i betydligt större utsträckning än vad som medges enligt mottagningskriterierna för inert avfall är klorid, vilket inte borde utgöra något problem vid användning som fyllning i bräckt vatten. Övriga ämnen som överskrider lakningskriterierna, arsenik och nickel ligger inom gränserna för dispensmöjligheter för mottagning på deponier för inert avfall.

5.3.2 Nyttiggörande som fyllning

Valdemarsviks kommun avser att upplåta ett område söder om Grännäsfjärden för exploatering. I samband med detta diskuteras möjligheterna att genom en utfyllnad i den inre delen av fjärden skapa bättre förutsättningar kunna utnyttja kontakten med vatten, anlägga bryggor m.m. För att kunna utnyttja vattenområdet på bästa sätt krävs en fyllning i vattenområdet närmast stranden, till vilken muddermassor skulle kunna utnyttjas. Fyllningen ska därvid tillfredsställa följande krav:

- Utsläppen av föroreningar från fyllningen ska inte skada människa och miljö
- Hållfasthets- och deformationsegenskaper ska vara anpassade för planerad verksamhet

Den andra punkten har behandlats ovan under rubriken stabilisering, varför endast första punkten tas upp i detta avsnitt.

En lämplig teknisk lösning för en fyllning är utfyllnad och stabilisering bakom ”täta” vallar. Därvid bör man tillse att muddermassorna i sin helhet hamnar under (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 fyllningen (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 fyllningen och havsvattnet,
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. Utgående från att muddermassorna är mycket finkorniga kommer dessa sannolikt att efter konsolidering uppvisa en mycket låg hydraulisk konduktivitet. Därigenom blir tätningen i vallen av underordnad betydelse (utom som partikelfilter) eftersom fyllningens utsträckning är så mycket längre. Den hydrauliska gradienten kommer då att utbildas över hela fyllningens bredd vilket innebär att gradienten blir liten eftersom tryckskillnaden begränsas av höjdskillnaden mellan havsytan och markytans nivå innanför fyllningen. Om fyllningens bredd är 100 m och nivåskillnaden 5 m kan den hydrauliska gradienten således inte bli större än 5 %.

Utförda lakförsök visar att lösligheten av föroreningar är låg och sannolikt minskar den ytterligare vid stabilisering av muddermassorna.

Stabiliseringen av sedimenten har behandlats i tidigare avsnitt. Kostnaderna för nyttiggörande av sedimenten för fyllning i detta avsnitt omfattar därför huvudsakligen vallbyggnad och tätskikt samt överbyggnad. Kostnaderna bedöms totalt till cirka 30 Mkr. I kalkylen har då antagits att en invallad yta av ca 50 000 m², att 500 meter vall behöver byggas med cirka 5 000 m² tätskikt mot vallen. Invallningen inrymmer 250 000 m³ under vattenytan, vilket skulle innebära en kostnad per enhet om ca 120 kr/m³. Vid muddring av mindre mängder ökar kostnaden per enhet, dock inte proportionellt eftersom invallningen också kan göras mindre till ytan.

Kostnadsosäkerheten för behandlingen av sedimenten är tidigare beaktad varför kostnadsosäkerheten i detta avsnitt begränsas till överbyggnad, vallbyggnad och tätskikt. Kostnadsosäkerheten bedöms till ±20 %.

5.3.3 Utvinning av krom

I den inre delen av Valdemarsviken som utgör källområde för spridning är halterna av krom i sedimenten mycket höga. Detta innebär att innehållet av krom också betingar ett relativt stort värde för det fall krom kan utvinnas ur muddermassorna.

Marknadspriset på metallen krom kan antas var ca 11 kr/kg. I sedimenten i källområdet är innehållet av krom ca 560 ton vilket betingar ett värde av drygt 6 Mkr.

Vid en utvinning förutsätts att sedimenten muddras på samma sätt som vid nyttiggörande för fyllning eller för deponering. Anrikning kan därefter ske i befintligt anrikningsverk eller i ett tillfälligt anrik-

ningsverk på plats. Beroende på valet av anrikningsteknik och lokaliseringen kan avvattningsverk av muddermassorna före behandling vara fördelaktig.

Om TS-halten i sedimenten antas vara 20 % blir totala torrsubstansen cirka 50 000 ton vid en total mängd sediment om 250 000 ton. En normal driftskostnad vid utvinning via flotation uppgår till 50-100 kr/ton fast material. Sannolikt skulle kostnaden för att behandla Valdemarsvikens sediment bli betydligt högre beroende på högre inspädning av vatten (normal TS-halt vid flotation är ca 45 %) och förekomsten av svårhanterliga omvandlingsformer etc. Om vi ändå antar en behandlingskostnad av 100 kr/ton skulle behandlingskostnaden för hamnens sediment bli cirka 5 Mkr. Till behandlingskostnaden kommer kostnader för transport till något anrikningsverk alternativt investeringskostnaden för etablering av ett anrikningsverk på plats (investering i storleksordningen 50-100 Mkr). Det finns således betydande kostnader utöver behandlingskostnaden.

Sammanfattningsvis kan sägas att utvinning av metaller ur inte är lönsam. Det är dessutom troligt att de tekniska möjligheterna att utvinna metallerna är begränsade i så måtto att endast delar av metallinnehållet kan utvinnas. Mot bakgrund av detta bedöms inte utvinningsalternativet som realistiskt.

5.3.4 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 om deponering av avfall (SFS 2001:512). Deponering kan ske på en avfallsanläggning med tillstånd att ta emot och deponera de förorenade massorna, eller kan en ny deponi ("monodeponi") anläggas.

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 dispenser kan medges i förordningen, t.ex. lättnader i kraven på barriärer under deponin. Några tidigare fall har visat detta för liknande deponier. Argumenten för sådana dispenser har bland annat varit kort drifttid och snabb sluttäckning, vilket medför kort exponeringstid och liten lakvattenproduktion.

Bland nackdelarna med att välja egen deponi är tillståndsprövningsprocessen 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. Beroende på valt slutligt omhändertagande kan det om möjligt vara ändamålsenligt att sortera massorna i fraktioner för farligt avfall, icke-farligt avfall samt inerta massor. Detta reducerar kostnaderna för omhändertagandet men kräver omfattande insatser för kontroll och sortering av massor.

I Sverige finns det ett 80-tal anläggningar som kan ta omhand oljehaltiga avfall men endast ett 20-tal som kan eller har planer på att ta omhand andra typer av avfall. Ofta har dock specialtillstånd givits av tillsynsmyndigheten eftersom behov har funnits för deponering av farligt avfall inom kommunen eller i närliggande kommuner.

Muddringar i Valdemarsviken 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. Det är också tveksamt om kapaciteten idag är tillräcklig för mottagning av hela denna volym på den korta tid som en efterbehandling normalt genomförs. Med de stora volymer avfall som det är frågan om här blir det därmed intressant att anlägga en lokal deponi avsedd endast för avfall från efterbehandlingen. För att klargöra förutsättningarna har en översiktlig lokaliseringstudie genomförts. I utredningen har två platser

identifierats som sannolikt lämpliga vid en översiktlig bedömning. Några fältundersökningar har dock inte genomförts för att verifiera dessa förhållanden. Lokaliseringsutredningen redovisas i Bilaga 2.

En viktig faktor för att avgöra kravnivån vid deponering är klassificeringen av de muddermassorna. Som tidigare framgått är föroreningsinnehållet i sedimenten sådant att muddermassorna enligt avfallsförordningens kriterier sannolikt bör klassificeras som farligt avfall. Däremot medger den begränsade utlakningen av föroreningar att massorna bör kunna deponeras med krav på skyddsåtgärder motsvarande kraven på deponier för icke-farligt avfall. Sedimentens organiska halt överskrider däremot gränsvärdet för mottagning på en deponi för icke-farligt avfall vilket i praktiken innebär att en behandling genom förbränning föreskrivs, eftersom denna behandlingsmetod är den enda som tillräckligt effektivt kan få ned den organiska halten i tillräcklig utsträckning. Emellertid finns en dispensmöjlighet för deponering av avfall med högre organisk halt, förutsatt att utlakningen av organiskt material inte är för hög. Med hänsyn till resultaten från den grundläggande karakteriseringen och den tidigare bedömningen att förbränning är en olämplig metod för kromhaltiga avfall (se ovan) bedöms det som troligt att en sådan dispens kan erhållas.

Följande krav ställs på en deponi för icke-farligt avfall enligt Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512):

- Lokalisering till ett område där de hydrogeologiska förhållandena är sådana att strömningstiden för lakvatten till närmsta recipient är minst 50 år, 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 bottentätning 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.

Med hänsyn till de lokala geologiska förhållandena (små jordlagermäktigheter och mycket berg i dagen) bedöms det som svårt att finna ett område där strömningstiden för lakvatten till den närmaste recipienten (ett grundvatten som kan vara av intresse för dricksvattenförsörjning alternativt ett ytvatten) är så lång som 50 år. Av de två områden som identifierats som mest intressanta i lokaliseringsutredningen är det möjligt att ett uppfyller kraven på strömningstid, beroende på jordlagrens mäktighet. Detta har dock inte undersökts. Av denna anledning förutsätts en konstgjord geologisk barriär behöva anläggas.

Det finns enligt förordningen en möjlighet för tillståndsmyndigheten att bevilja avsteg från ett eller flera av de krav som ställs på deponier enligt samma förordning. Sådana avsteg kan medges om det inte föreligger någon risk för människors hälsa eller miljön. Ett möjligt skäl för sådana avsteg för en lokal monodeponi är att lakförsöken visar att utlakningen från sedimenten med god marginal underskrider mottagningskriterierna för mottagning vid en deponi för icke-farligt avfall och endast marginellt överskrider mottagningskriterierna för en deponi för inert avfall.

Med hänsyn till sedimentens låga skjuvhållfasthet kan en deponi inte byggas med särskilt branta släntlutningar. Om man förutsätter en viss fysikalisk stabilisering, alternativt deponering i s.k. geotuber som svarar för den kortsiktiga stabiliteten, kan släntlutningen i den färdiga deponin antas till ca 1:10.

Ytbehovet kan reduceras en del genom etablering av kantvallar men deponeringsvolym i storleksordningen 200 000 m³ bedöms ändå kräva en yta om minst 50 000 m².

Utsläppen från en deponi styrs av föroreningshalterna i lakvattnet och lakvattenmängden, i princip på samma sätt som utsläppen vid nyttiggörande i en fyllning. Skillnaden är att i en deponi som är lokaliserad och byggd enligt förordningens krav undviks inströmning av grundvatten. Lakvattenbildningen styrs därmed inte av grundvattenströmningens storlek utan av infiltrationen av nederbörd. Efter det att sluttäckningen är påförd bestäms denna av tätskiktets täthet, men kan även begränsas av de finkorniga sedimentens egentäthet (låga hydrauliska konduktivitet). För en deponi för icke-farligt avfall skall lakvattenbildningen (nederbördsinfiltrationen) begränsas till högst 50 l/m²/år. Sannolikt kommer sedimentens egentäthet, efter konsolidering för sluttäckningen, att begränsa lakvattenbildningen till denna nivå, under förutsättning att överliggande skikt är väl dränerande så att inga vattentryck byggs upp.

Även om de förorenade massornas egentäthet skulle motsvara förordningens krav 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 lergeomembran måste användas.

Kostnaden för att anlägga och sluttäcka en sådan deponi är i storleksordningen 65 Mkr, eller ca 260 kr/m³, exklusive transport och inläggning av avfall. Även om ytbehovet minskar om mindre mängder skall deponeras så ökar kostnaden per enhet något. Om t.ex. volymen som skall deponeras i stället är 100 000 m³ bedöms kostnaden per enhet till ca 350 kr/m³. Osäkerheten bedöms till ±20 %.

Deponin är kalkylerad att vara byggd enligt kraven i deponeringsförordningen, d.v.s. inga avsteg från förordningen har förutsatts i kalkylen. Vidare har bottenkonstruktionen förutsatts vara utförd enligt kraven för icke-farligt avfall medan täckningen förutsatts vara dimensionerad enligt kraven för deponering av farligt avfall, med en komposittätning bestående av såväl ett lergeomembran som ett syntetiskt geomembran. Detta eftersom en större säkerhet erhålls till en begränsad merkostnad.

5.4 Efterbehandling av sediment på plats

5.4.1 Allmänt

Efterbehandling av förorenade sediment på plats kan ske dels som en behandling med kemiska, fysikaliska eller biologiska metoder som syftar till att bryta ned eller inaktivera föroreningen genom förändring av dess kemiska förekomstform eller tillgängligheten för lakning, dels genom avskiljning av de förorenade sedimenten från vattenmassan genom övertäckning. I båda fallen ska slutresultatet innebära att föroreningen isoleras från biosfären på ett sådant sätt att den inte längre utgör någon risk för människors hälsa eller miljön.

5.4.2 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 Valdemarsviken varför denna metod inte utretts vidare.

5.4.3 Övertäckning med jord

Allmänt om tekniken

Övertäckning av förorenade sediment fyller främst tre funktioner:

- Resuspension av förorenade partiklar i vattenmassan hindras
- Bioturbation (omblandning p.g.a. bottenlevande organisms aktivitet) hindras
- 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 uppkomma. 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 undviks genom tillräcklig täckningsmaktighet.

Undersökningar visar att jordtäckningar kan vara effektiva förutsatt att de är rätt dimensionerade och tillräckligt mäktiga. Diffusionen av föroreningar genom ett finkornigt jordtäckte är generellt låg och andra spridningsmekanismer kan i stort sett helt elimineras. Ofta förbättras effektiviteten om det finns organiskt material närvarande i täckningen. Detta kan förklaras med sorption av föroreningar till det organiska materialet och att organiskt material bidrar till en anaerob miljö som är gynnsam för nedbrytning av flera organiska miljögifter. På samma sätt kan andra material än jord användas som täckningsmaterial för att åstadkomma en effektivare spärr mot föroreningsläckage på kemisk väg. Så visade t.ex. försök som utförts av NIVA i Norge med övertäckningar med sand, avfallskalk och aska att övertäckningen med aska fungerade bäst som spärr mot metallspridning, sannolikt beroende på att anaeroba förhållanden utvecklades i detta lager till skillnad från de båda andra och att metaller fastlades genom adsorption till kolpartiklar och bands som sulfider i den kraftigt reducerade miljön. En bieffekt av detta var dock att kraftig gasutveckling uppkom i askskiktet.

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. Geotextiler tillverkas av syntetfiber, vanligen av polypropen eller polyester och används ofta som materialskiljande lager men även som jordarmering. Beroende på materialval och tillverknings sätt kan de få olika hållfasthets- och deformations-egenskaper som är anpassade för olika applikationer. För armering bör man välja vävda textiler som har tillräcklig hållfasthet och liten brottdeformation. För att fungera på ett tillfredsställande sätt behöver geotextilen sys ihop till större sjok som förankras i randzonerna. Därefter påförs jordtäckningen i tunna lager. Erfarenheterna visar dock att det även med användning av armerande lager kan vara svårt att lägga på en jordtäckning på lösa sediment utan att nedpressningar och upptryckningar uppkommer som medför diskontinuiteter i täckningen.

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.

Förutsättningarna för jordtäckning i Valdemarsviken är mindre goda. Sedimenten i de förorenade områdena uppvisar ytterst låg skjuvhållfasthet, särskilt i den översta metern. Risken är därmed uppenbar för nedpressning av täckningen och upptryckning av förorenade sediment som leder till omblandning av täckningsmassor och förorenade sediment samt grumling. Om täckning ska kunna komma i fråga måste en heltäckande armering läggas ut och förankras noga så att täckningen sedan kan läggas på utan att lokal nedpressning/upptryckning uppkommer.

En annan begränsande faktor är att vattendjupen inne i hamnen redan är små och att en täckning skulle minska dessa ytterligare, vilket inkräktar på möjligheterna att utnyttja hamnen för båttrafik.

Med hänsyn till att diffusionen av föroreningar från sedimenten inte utgör något väsentligt problem är det sannolikt tillräckligt om täckningen utförs i ett lager, som dimensioneras för att motstå erosion från de vattenrörelser som kan uppkomma. Möjligen kan ett finkornigare lager behövas under detta som ett materialskiljande skikt om omblandning genom partikeltransport upp genom täckningens porer riskeras, men behöver knappast dimensioneras för att förhindra diffusion.

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/m² och 1400 kr/m² (NV Rapport 5254).

Om det antas att geotextil och ett till två jordskikt av material behövs (finkornigt respektive erosionsbeständigt material) för täckning uppskattas kostnaden till 500 kr/m². Osäkerheten är dock större än för flertalet andra metoder och bedöms till ±30 %

5.4.4 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/m². 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 hitills gjorts i Turingen visar att täckningen sannolikt är känslig för gasbildning i underliggande sediment (om sådan förekommer) varvid omblandning av förorenade sediment och täckningsmaterial skulle kunna ske och partikelresuspension uppkomma.

Med hänsyn till geltäckningens känslighet för resuspension bedöms metoden som olämplig för de bottnar som utgör källområden för spridning i Valdemarsviken. Spridningen från dessa områden sker nämligen främst i partikulär form med resuspenderat material. En geltäckningen bedöms inte som stabil under dessa förhållanden. Möjligen kan geltäckningen fungera på ackumulationsbottnarna som återfinns på större vattendjup i Valdemarsvikens recipientområden. Syftet med en sådan täckning skulle i så fall vara att snabbare återställa förorenade bottnar i samband med att spridningsområdena åtgärdas med annan metod.

5.4.5 Övertäckning med geosyntet

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.

Geomembran används som tätande lager. Man skiljer på syntetiska geomembran ("plastliners") som i princip kan betraktas som helt täta (om man bortser från de små skador som alltid uppstår vid tillverkning och installation) och lergeomembraner ("bentonitmatta") som består av torkad och processad bentonitlera som är innesluten mellan två geotextiler varav den ena vanligen är vävd och den andra

vanligen är nålfiltad. Helsyntetiska geomembran tillverkas av flera olika material, varav de vanligaste är polyeten av olika kvalitet (HDPE, LDPE, VLDPE), flexibel polypropen (FPP), PVC och EPDM ("gummi"). De olika materialen och kvaliteteterna har olika hållfasthetsegenskaper, deformationsegenskaper och beständighet mot åldring, kemikalier etc. och bör väljas med hänsyn till de krav som ställs för den aktuella applikationen.

I lergeomembranet utgör bentonitleran, som innehåller lermineral och som sväller vid kontakt med vatten, den tätande funktionen. Om bentonitlerans svällning är förhindrad av en tillräcklig överlast när den utsätts för kontakt med vatten fås ett mycket tätt skikt. Det finns också exempel på geomembraner där ett syntetiskt geomembran kombineras med bentonitlera.

En ytterligare applikation där geosynteter används och som kan vara av intresse vid övertäckning av förorenade sediment är som erosions skydd. I vattendrag utgörs dessa erosions skydd 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 porttryck kan enkelt utjämnas. Denna typ av skikt kan även göras helt täta genom att textilerna inte sys ihop i punkterna utan i stället sys ihop med "mellanväggar" som bildar kanaler i vilka betongen injekteras. Genom användning av vattentät betong kan denna typ av skikt göras mycket täta. De blir dock också styva efter det att betongen härdat vilket innebär att sprickor utbildas om påtvingade deformationer uppkommer, t ex sättningar.

Vid övertäckningar kan geosynteter användas som materialskiljande och armerande lager i en jordtäckning som belysts ovan och som enda täckning. Användning av enbart geotextiler är sannolikt mindre lämpligt. Dessa kan visserligen effektivt förhindra partikelresuspension under sin livstid, men utgör ingen effektiv diffusionsspärr om en sådan erfordras, samtidigt som livslängden är begränsad. Användning av täta lager typ geomembraner medför att gas som bildas i sedimenten inte kan avgå utan att gastryck kommer att utbildas under tätskiktet. Sådana gastryck kan bli relativt höga varvid uppblåsning och kollaps av täckningen riskeras. Föreligger risk för gasbildning måste således täta skikt undvikas. Användning av geomembraner ställer också krav på förankring, t ex med annan övertäckning. Vid användning av lergeomembraner måste en heltäckande överlast (täckning) appliceras i samband med utläggningen så att fri svällning av bentonitleran förhindras.

Vid användning som enda täckning torde främst typen med betong som injekteras mellan dubbla geotextiler vara aktuell. För denna typ av täckning fordras ingen särskild förankring utöver de (temporära) anordningar som krävs för att hålla textilen på plats vid installationen. Installationen kan göras helt tät eller punktvis genomsydd vilket möjliggör tryckutjämning vid gasbildning. För det senare fallet måste dock behovet av gasutsläpp analyseras och vägas mot risken för avgång av föroreningar genom diffusion i utsläppspunkterna. Denna typ av täckning har provats på en mindre yta 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.

En komplikation vid användning av geosynteter under vatten är att flera av de material som används har densiteter lägre än vatten och därmed flyter. Detta kan motverkas genom materialvalet och/eller genom att man syr in sänken, t.ex. i form av kedjor. Geosynteter levereras normalt i 2-5 m breda våder. För att få till stånd ett fungerande lager på de lösa sediment som återfinns i Valdemarsvikens källområden behöver våderna fogas samman i samband med utläggningen. Motivet är att kunna ta dragspänning i alla riktningar för att fungera som armering och för att undvika läckor i skikt av geomembraner. Geotextiler och lergeomembraner kan sys ihop medan helsyntetiska geomembraner måste svetsas. Geosynteter måste också förankras så att glidning mot underlaget förhindras för att nedpressning/upptryckning ska hindras när täckmassor förs på (eller betong trycks in).

Övertäckning med en geosyntet typ betongmadrass (punktvis genomsydd) bedöms vara en metod som kan fungera på Valdemarsvikens botten. Det finns dock frågetecken vad gäller beständigheten på lång sikt, när geotextilen åldras och förlorar sin hållfasthet. Sannolikt krävs någon typ av kompletterings-täckning med jord vid denna tidpunkt, om inte den naturliga sedimentationshastigheten är tillräcklig för att detta skall åstadkommas på naturlig väg. Vidare måste behovet av särskilda förstärkningar och förankringar bör studeras extra noga mot bakgrund av de lösa sedimenten Erfarenhetsmässigt uppskattas kostnaderna ligga mellan 500 och 900 kr/m².

Geomembraner (tätande) bedöms som mindre lämpliga med hänsyn till risken för att gastryck utbildas. Enklare täckningar med geosynteter bedöms inte heller som lämpliga med hänsyn till beständigheten, utom vid användning som armering i samband med jordtäckning som behandlats ovan.

Risken för miljöpåverkan från övertäckningen består främst i grumlingen vid installationen.

6 Förslag till ambitionsnivåer och åtgärds mål

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 Valdemarsviken studerats. Dessa ambitionsnivåer med tillhörande åtgärds mål framgår av Tabell 1.

Tabell 1 Sammanställning av ambitionsnivåer och åtgärds mål för dessa

Ambitionsnivå	Åtgärds mål	Mätbara åtgärds mål
0. Inga åtgärder	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår oförändrade.	
1. Klassning som miljö-riskområde med särskilda restriktioner	Spridningen av föroreningar skall inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp.	Konstaterade effekter på miljön kvarstår oförändrade.
2. Åtgärder för att minska fortsatt spridning	Spridningen av föroreningar skall minska utan att restriktioner behöver tillgripas.	Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 50 %.
3. Utökade åtgärder för att minska fortsatt spridning	Spridningen av föroreningar skall minska ytterligare.	Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 70 %.
4. Åtgärder för att eliminera fortsatt spridning	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall minska på lång sikt.	Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 90 %.
5. Åtgärder för att återställa sedimentmiljön i hela viken	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall elimineras.	Halterna av krom i ytsediment i Valdemarsviken skall begränsas till regionala bakgrunds nivåer (100 mg/kg TS).

Syftet med denna uppdelning i åtgärds nivåer 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 åtgärds nivå, liksom kostnaderna ökar 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 av hamnen och byggande i vatten) måste tillståndsprövas.

Åtgärdsnivå 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, muddringar och utbyggnader i vatten etc.

Åtgärdsnivå 2 omfattar åtgärder mot de förorenade sedimenten inom hamnområdet längst in i viken. De sediment som åtgärdas är de som har högst föroreningshalter och återfinns i de grundaste områdena och där omfattande småbåtstrafik förekommer. Genom en sådan begränsad åtgärd bedöms spridningen av föroreningar kunna minskas med minst 50 %. Belastningen på de yttre delarna minskas därmed samtidigt som behovet av restriktioner i hamnområdet bortfaller. Föroreningshalterna i ytsedimenten längre ut i viken bör på lång sikt minska men bedöms inte återställas till ett naturligt tillstånd under överskådlig tid.

Åtgärdsnivå 3 innebär att åtgärderna på nivå 2 utökas så att en större andel av de förorenade sedimenten åtgärdas. Med denna utökning bedöms spridningen minska med ytterligare 20 %, d.v.s. med minst 70 % från dagens nivå. Dock bedöms inte heller detta alternativ innebära att sedimentmiljön i viken helt återställs till ett naturligt tillstånd under överskådlig tid.

Åtgärdsnivå 4 innebär att hela det område i inre viken där de mest förorenade sedimenten återfinns och som bedöms fungera som källa för spridning utåt åtgärdas. Genomförs dessa åtgärder bortfaller behovet av åtgärder på åtgärdsnivå 1 och den fortsatta spridningen av föroreningar begränsas kraftigt. Även de yttre delarna av Valdemarsviken bedöms därmed kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd. Detta bedöms dock kunna ske först på lång sikt.

Åtgärdsnivå 5 omfattar åtgärder i större delen av Valdemarsviken. Detta innebär att sedimentmiljön i hela viken bedöms kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd på relativt kort sikt.

7 Åtgärdsförslag för de studerade ambitionsnivåerna

7.1 Administrativa styrmedel – Nivå 1

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 för att omfattas av sådana restriktioner är den inre delen av viken. Detta för att de mest förorenade sedimenten finns här och att vattendjupen är begränsade vilket innebär att spridningen från detta område är stor och att ingrepp här kan få stora konsekvenser för spridningen. Det är även i detta område som det finns störst risk för ingrepp som kan påverka spridningen, t.ex. vid underhållsmuddringar eller framtida utbyggnader i hamnen.

De restriktioner som kan bli aktuella är reglering av båttrafiken, muddringsverksamhet och utbyggnader i hamnen. Mätningar av resuspension och föroreningsspridning i samband med angöring av större båtar har visat att sådan båttrafik avsevärt kan bidra till spridningen av föroreningar. I övrigt behövs regler för skyddsåtgärder som bör vidtas i samband med muddringar och utbyggnader i hamnen, dels för att förhindra spridning av föroreningar i samband med sådana åtgärder, dels för att säkerställa att muddermassor etc. som utgör farligt avfall omhändertas på rätt sätt.

Det styrmedel som ligger närmast till hands 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.

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.

7.2 Åtgärder i hamnområdet inklusive fyllningen vid Grännäs – Nivå 2

7.2.1 Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna

Den lägsta nivån som omfattar fysiska åtgärder och bedöms ge varaktiga effekter utan att restriktioner behöver tillgripas är åtgärder mot de förorenade sedimenten i hamnen samt deponin vid Grännäs. De områden som ingår i detta förslag framgår av Figur 5. Åtgärderna i vatten omfattar en yta av närmare 90 000 m². Preliminärt föreslås att åtgärdskravet formuleras så att halten krom i sediment inom det område som omfattas av åtgärderna skall underskrida 1000 mg/kg TS och halten kvicksilver 0,5 mg/kg TS inom den muddrade ytan. Detta bedöms som tillräckligt för att det mätbara åtgärds målet, att spridningen av krom från källområdet som helhet skall minska med 50 %, skall uppnås. För kvicksilver är det inte möjligt att på samma sätt formulera något mätbart åtgärds mål, men åtgärden kommer att innebära åtminstone en halvering av halterna i ytsediment.



Figur 5 Omfattning av muddringsåtgärder på ambitionsnivå2 (inom blå begränsningslinje). Det röda området utgör hela källområdet för spridning.

7.2.2 Val av teknik och metoder

För förorenade sediment finns i princip två olika åtgärds metoder, dels muddring med efterföljande omhändertagande av de förorenade sedimenten, dels täckning. Muddring innebär att föroreningskällan avlägsnas medan täckning innebär att den isoleras från vattenpelaren.

I hamnen är vattendjupen begränsade. En täckning av sedimenten i hamnområdet innebär dels en risk för konflikter kan uppstå med båttrafik m.m på grund av att vattendjupen minskar ytterligare, dels en relativt stor risk att båttrafiken påverkar täckningens beständighet, dels genom propellererosion men även vid framtida konstruktioner/utbyggnader i hamnen av brygganläggningar, kajkonstruktioner etc. Idag används flytbryggor i den inre delen av hamnen för förankring av småbåtar. Detta innebär att förankringar av såväl bryggor som båtar ofta sänks ned och tar upp. Detta utgör en uppenbar risk för att en täckning skall påverkas. Utöver detta tillkommer en icke försumbar risk att täckningen skall misslyckas på grund av den låga skjuvhållfastheten som sedimenten uppvisar. Med hänsyn till denna skulle en täckning behöva utföras med armering av en kvalificerad, nätarmerad geotextil över vilken läggs först ett finkornigare lager (finsand) och sedan ett erosionsbeständigt lager (grus), alternativt ett månggraderat samkrossmaterial. Utförandet är komplicerat och sedimenten bärighet närmast obefintlig vilket innebär att risken för nedsjunkning och upptryckning är stor, vilket skulle medför att förorenade sediment suspenderas i vattenmassan och kan blandas med täckningsmaterialet.

Med hänsyn till detta bedöms muddring som den mest ändamålsenliga åtgärden för de förorenade sedimenten i hamnområdet, d.v.s. i princip hela den yta som omfattas av åtgärder på ambitionsnivå 2. Det bedöms också som lämpligt att välja den typ av sugmuddringsteknik som arbetar med liggande skruv försedd med skärmar och som är avsedd för muddring av förorenade finkorniga sediment. Skälet för att välja denna teknik är främst sedimentens lösa karaktär och den dokumenterade benägenheten för resuspension. Detta medför en betydande risk för grumling och spridning av förorenade sediment vid muddring med skopa eller vid sugmuddring med muddringsskruv som inte är avskärmad. Alternativt kan andra tekniker som är likvärdiga med avseende på spridningen av suspenderat material användas, t.ex. frysmuddring eller s.k. tryckmuddring (MSA).

En ytterligare fördel med sugmuddringsteknikerna är att avverkningen kan styras med hög precision vilket innebär att "rätt" sediment muddras med ett minimum av övermuddring. En nackdel med sugmuddringstekniken är att sedimenten späds ut med relativt stora mängder vatten för den hydrauliska transporten till land. Detta innebär att behovet av avvattning och vattenrening blir stort (och kostnadskrävande). Vilken avvattningsteknik som är mest lämplig måste utredas inom ramen för en detaljprojektering. Val av avvattningsteknik beror, förutom på sedimentens tekniska egenskaper, av hur sedimenten skall omhändertas efter avvattning, se avsnitt 7.6. Vid nyttiggörande som fyllning är det sannolikt mest fördelaktigt att utnyttjas passiv avvattning genom sedimentering inom den invallning som begränsar fyllningsområdet. Vid deponering bedöms det preliminärt som mest lämpligt att utnyttja avvattning i geotuber inom deponeringsområdet. I båda fallen förutsätts att ett ytterligare vattenreningsssteg behövs. Det bedöms dock som tillräckligt om detta dimensioneras för partikelavskiljning, exempelvis genom flockning med flotation och/eller sedimentering.

Täckning kan dock behöva utnyttjas inom begränsade partier nära stranden. Stabilitetsförhållandena för strandområdena längs Valdemarsviken är ofta otillfredsställande där de ytliga jordlagren utgörs av gytta och/eller lera. En muddring nära sådana strandområden innebär att stabilitetsförhållandena försämras ytterligare. Längs dessa områden måste åtgärderna anpassas till stabilitetsförhållandena. I första hand föreslås att detta görs genom att muddringen längs dessa stränder byts ut mot täckning med sand och grus på en armering av geotextil. Den preliminära bedömningen är att de områden där muddring skulle behöva ersättas med täckning är få och små. De risker som finns med att täckningen misslyckas blir därmed mindre. Huruvida sådana områden finns och hur täckningen av dessa skall utföras får utredas inom ramen för en detaljprojektering

Ett alternativ är att först muddra de förorenade sedimenten och sedan återfylla med rena massor. I ett sådant fall behöver ingen armering läggas ut eftersom omblandning med underliggande rena sediment kan accepteras. Likaså kan kraven på återfyllningsmassornas tekniska kvalitet ställas betydligt lägre än om de underlagrande sedimenten är förorenade. Detta innebär att en sådan återfyllning sannolikt kan göras till en låg kostnad.

Det är klarlagt att en sträcka med otillfredsställande stabilitetsförhållanden återfinns i Valdemarsviks hamn vid centrumområdet. Längs denna sträcka bedöms det inte som lämpligt att vare sig täcka sedimenten eller att återfylla efter muddring. I stället behöver en mer omfattande grundförstärkning utföras. Preliminärt bedöms det som lämpligt att utföra denna som en kajkonstruktion med en bakåtförankrad spont. Denna lösning har tillämpats för övriga kajer i Valdemarsviks hamn där grundförstärkning erfordrats med hänsyn till stabilitetsförhållandena.

De föreslagna åtgärdskraven innebär att muddringsdjupet inom området kommer att variera från 0,4 m upp till 2,0 m. Den sedimentvolym som kommer att omfattas av muddringen är enligt den genomförda sedimentkarteringen ca 90 000 m³.

De muddrade sedimenten kan antingen nyttiggöras i en planerad fyllning i Grännäsfjärden, vilket innebär att ytterligare förorenade sediment åtgärdas genom täckning, eller omhändertas i en lokal depони. Omhändertagandet behandlas gemensamt för alla åtgärdsalternativ i avsnitt 7.6.

I åtgärdsförslaget ingår även bortgrävning av fyllningen vid Grännäs för vilken skredrisken är påtaglig. Volymen av denna är begränsad i förhållande till muddringsvolymen och de bortgrävda massorna kan omhändertas på samma sätt som muddrade sediment efter bortsortering av fraktioner som trä, skrot, större sten och block vilka bör omhändertas på annat sätt. Efter bortgrävning utförs viss återfyllning som kan behövas med hänsyn till strandlinjens utformning, stabilitetsförhållandena och den befintliga cykelvägens fortbestånd.

7.2.3 *Konsekvenser för miljön av föreslagna åtgärder*

Genom att de grundaste områdena åtgärdas, där resuspensionen är som störst och de mest förorenade sedimenten återfinns, bedöms spridningen kunna minska avsevärt även om muddringen begränsas till en mindre del (ca 20 %) av källområdet. Av de sedimentprover som tagits återfinns ca 45 % av de profiler som är tydligt störda (påverkade av resuspension) inom detta område samtidigt som mer än 300 ton eller ca 55 % av den totala mängden krom i sediment med halter över 1000 mg/kg TS inom källområdet åtgärdas. Av den mängd krom som återfinns i de ytliga sedimenten (0-0,4 m) inom källområdet avlägsnas dock inte mer än ca 36 %. Det bedöms ändå att den pågående spridningen kommer att minst halveras eftersom resuspensionen är störst i hamnområdet och de innersta delarna av viken där vattendjupen är minst och båttrafiken störst.

Sedimentkarteringen visar att det finns ett "språngskikt" i sedimenten där halterna sjunker från flera tusen mg/kg ned under hundra mg/kg. Detta innebär att åtgärdskravet 1000 mg/kg TS i praktiken kommer att innebära att de resthalter som lämnas i kvarvarande sediment är betydligt lägre än så och oftast under 100 mg/kg TS.

En nackdel med att åtgärda endast en begränsad del av källområdet är att det åtgärdade området på lång sikt sannolikt kommer att återkontamineras till följd av spridning från den del av källområdet som inte muddras. Kromhalterna i ytsedimenten inom det åtgärdade området bedöms dock inte heller på lång sikt inte komma att överstiga 1000 mg/kg TS (beräknat som medelhalt), d.v.s. mindre än 10 % av dagens haltnivåer.

För kvicksilversituationen innebär åtgärden att ca 18 kg eller drygt 50 % av den kvicksilvermängd som finns inom spridningsområdet tas bort.

Även om åtgärderna innebär att spridningen av krom mer än halveras bedöms att ackumulationsbottarna i Valdemarsviken kommer att vara fortsatt belastade under lång tid. Halterna i ytsediment inom dessa områden är höga och även om nytt material som inte är kontaminerat kontinuerligt tillförs och sedimenterar i viken kommer detta att vara blandat med resuspenderat material från såväl åtgärdade som icke åtgärdade ytor i källområdet. Detta bedöms innebära att halterna av krom i ytsedimenten på

ackumulationsbottnarna kommer att vara fortsatt höga under mycket lång tid, och sedimentmiljön i dessa områden kommer att vara påverkad.

7.2.4 Övriga konsekvenser och försiktighetsmått

Den föreslagna typen av mudderverk drivs med hjälp av vinschar på muddarfarkosten till vilka vajrar är fästade som också är förankrade i land i tre eller fyra punkter. Detta innebär att vajrar måste förankras både på norra och södra sidan av Valdemarsviken när muddring pågår. Det kommer därmed inte att vara möjligt för båtar att passera mudderverket samtidigt som muddring pågår utan Valdemarsviks hamn måste avlysas för båttrafik under dessa perioder. Förslagsvis genomförs muddringen under vår och höst medan ett uppehåll i muddringsarbetena görs under perioden från och med midsommarhelgen fram t.o.m. början av augusti. Därmed kan hamnen vara öppen under den mest intensiva delen av båt-säsongen, då många båtturister besöker Valdemarsvik. För de småbåtsägare som har hemmahamn i hamnen behöver temporära ersättningsplatser ordnas längre ut i viken.

Muddring kan inte heller utföras under vinterförhållanden på grund av tekniska svårigheter. Tar man hänsyn till tiden för sommaruppehåll och vinteruppehåll bedöms muddringsarbetena ta 1-2 år i anspråk. Med tid för iordningställande av arbetsområden och deponeringsområde samt efterbehandling av deponin bedöms den totala entreprenadtiden till tre år.

7.3 Utökade åtgärder i inre viken – Nivå 3

7.3.1 Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna

Detta alternativ omfattar i princip samma åtgärder som åtgärderna på nivå 2 men med en utökad omfattning av muddringsåtgärderna och med samma åtgärdskrav avseende halterna krom (≤ 1000 mg/kg) och kvicksilver ($\leq 0,5$ mg/kg) i ytsediment (0-0,4 m). Åtgärderna i vatten omfattar en yta av drygt 132 000 m² och de områden som detta förslag omfattar framgår av Figur 6. De sediment som tillkommer relativt ambitionsnivå 1 är inte förorenade till lika stora djup som sedimenten i hamnen. Mäktigheten av de förorenade sedimenten på de tillkommande ytorna varierar mellan 0,4 m och 1,0 m. Den tillkommande volymen förorenade sediment vid utökning från ambitionsnivå 2 till ambitionsnivå 3 är ca 27 000 m³ sediment och den totala volym som åtgärdas blir således ca 115 000 m³.

7.3.2 Val av teknik och metoder

De skäl som ligger till grund för att muddring rekommenderas framför täckning för åtgärderna med omfattning på ambitionsnivå 2 gäller naturligtvis för dessa ytor även vid val av ambitionsnivå 3.

För de ytor som tillkommer i ambitionsnivå 3 bedöms inte lika stora risker finnas för påverkan på en täckning eftersom dessa områden ligger utanför hamnen. Vattendjupen är större och förankring av flytbryggor båtar m.m. är inte lika ofta förekommande. De större vattendjupen bör också innebära att de bottenarna utsätts för lägre strömhastigheter vilket även minskar risken för erosion av täckningen. Dock kan inte dessa risker helt bortses från.

En ytterligare faktor som man måste ta hänsyn till vid val av åtgärds metod för de tillkommande ytorna är att muddringen av de inre delarna innebär att relativt stora investeringar som är kopplade till muddringsalternativet måste göras, oberoende av vilken metod som väljs för de tillkommande ytorna. Marginalkostnaden för muddring av tillkommande ytor blir därmed relativt begränsad. Den rörliga kostnaden för muddring, avvattning, vattenrening och deponering kan uppskattas till knappt 600 kr/m³ vilket med den tillkommande volymen förorenade sediment innebär en kostnadsökning med ca 16 Mkr för det fall denna skall muddras. Om man i stället väljer täckning av dessa delar kan den tillkommande

kostnaden uppskattas till minst ca 500 kr/m², vilket skulle innebära en tillkommande kostnad med ca 22 Mkr. Således bedöms muddring som den lämpligaste åtgärden även för de tillkommande ytorna, såväl med hänsyn till risker som till ekonomi.



Figur 6. Omfattning av åtgärder på ambitionsnivå 3 (inom blå begränsningslinje). Det rödmarkerade området utgör hela källområdet för spridning.

7.3.3 Konsekvenser av de föreslagna åtgärderna

Konsekvenserna av de föreslagna åtgärderna på denna ambitionsnivå skiljer sig inte från konsekvenserna av ambitionsnivå 2 på något annat sätt än att spridningen av krom och kvicksilver minskar ytterligare. I den volym som omfattas av åtgärderna återfinns ca 370 ton krom eller ca 67 % av hela mängden krom i källområdet. Av den mängd som återfinns i ytliga sediment (ner till 0,4 m djup) inom källområdet återfinns lite mer än 50 % inom det område som omfattas av åtgärderna på denna ambitionsnivå. Eftersom de områden som åtgärdas omfattar de grundaste delarna av viken och de delar där båttrafiken är som störst bedöms att effekten uttryckt som minskad spridning ändå kommer att överskrida 70 %. De bottnar inom källområdet som kvarlämnas med höga halter krom i ytan ligger på större vattendjup och bedöms som mindre utsatta för resuspension.

För kvicksilversituationen innebär åtgärden att drygt 23 kg eller ca 66 % av det kvicksilver som finns inom spridningsområdet tas bort.

Även om åtgärderna innebär att spridningen av krom minskar i stor omfattning bedöms att ackumulationsbottarna i Valdemarsviken även med detta alternativ kommer att vara fortsatt belastade under relativt lång tid. Halterna i ytsediment inom områden är höga och även om nytt material som inte är

kontaminerat kontinuerligt tillförs och sedimenterar i viken kommer detta att vara blandat med resuspenderat material från såväl åtgärdade som icke åtgärdade ytor i källområdet. Detta bedöms innebära att halterna av krom i ytsedimenten på ackumulationsbottenarna kommer att vara fortsatt höga under relativt lång tid, och sedimentmiljön i dessa områden kommer att vara påverkad. Återhämtningen bedöms dock ske betydligt snabbare än vid val av ambitionsnivå 2.

En annan skillnad i förhållande till föregående åtgärdsalternativ är att hamnen måste stängas av under en något längre tidsperiod och ersättningsbryggor för båtägare med hemmahamn i hamnen behöver läggas något längre ut i viken under denna period. Muddringsarbetena bedöms dock även i detta alternativ kunna genomföras under två år och den totala entreprenadtiden blir inte särskilt mycket längre än vid val av ambitionsnivå 2, d.v.s. 3 år.

7.4 Åtgärder i hela källområdet inklusive Grännäsfjärden – Nivå 4

7.4.1 Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna

I detta åtgärdsalternativ omfattar arbetena hela källområdet för spridning, se Figur 7. Åtgärderna i vatten omfattar en yta av drygt 350 000 m². Den volym sediment som omfattas av åtgärden på denna ambitionsnivå är ca 210 000 m³. Den mängd krom som omfattas av åtgärderna är drygt 550 ton varav knappt 290 ton återfinns i det ytliga sedimentlagret (0-0,4 m). Samma åtgärdskrav tillämpas avseende halterna krom (≤ 1000 mg/kg) och kvicksilver ($\leq 0,5$ mg/kg) i ytsediment (0-0,4 m) inom det efterbehandlade området vid genomförande av ambitionsnivå 2 och 3.



Figur 7. Åtgärderna vid tillämpning av ambitionsnivå 4 omfattar hela källområdet (rödmarkerat).

7.4.2 Val av teknik och metoder

Samma faktorer som ligger till grund för rekommendationerna för val av åtgärder på de övriga ambitionsnivåerna är tillämpliga även för detta alternativ. Vid valet mellan täckning och muddring innebär detta att eftersom muddring av tekniska skäl måste väljas för åtgärder i hamnområdet blir det ekonomiskt fördelaktigt att muddra även de utanförhållande delar som omfattas av åtgärderna. Täckning med jordmaterial skulle bli både dyrare och innebära större risker.

Däremot kan omfattningen av detta alternativ styra valet av teknik och metoder för omhändertagande av de förorenade sedimenten. Eftersom en del av de sediment som skall åtgärdas återfinns inom det område i Grännäsfjärden där muddermassorna kan nyttiggöras som fyllning kan omfattningen av muddringen avsevärt begränsas om muddermassorna nyttiggörs som fyllning inom detta område, se avsnitt 7.6.

7.4.3 Konsekvenser av de föreslagna åtgärderna

Konsekvenserna för miljön av åtgärder med denna ambitionsnivå är att dels spridningen av krom kommer att minska ned till en nivå som är nära en naturlig transport, dels att sedimentmiljön på sikt kommer att återhämtas även på ackumulationsbottnarna. Belastningen på dessa från resuspenderade sediment med höga kromhalter kommer att upphöra och den naturliga sedimentationen bidra till att halterna i ytsedimenten minskar betydligt snabbare än vid val av ambitionsnivå 2 eller 3. För kvicksilver erhålls i princip samma effekter även om dessa inte är kvantifierbara på samma sätt. Totalt innebär alternativet att drygt 35 kg kvicksilver tas bort.

I övrigt innebär detta alternativ en längre muddringstid. Med hänsyn till att muddring inte kan utföras under sommarperioden, som framgått ovan, är det möjligt att muddringstiden kan behöva utsträckas till en treårsperiod och den totala entreprenadtiden till fyra år. Störningarna för framför allt båtägare med hemmahamn i Valdemarsvik kommer således att pågå under längre tid. Ersättningsbryggorna kommer också att behöva förläggas längre ut i viken än i övriga alternativ.

7.5 Åtgärder i hela viken – Nivå 5

7.5.1 Åtgärdskrav och omfattning av åtgärderna

Det övergripande åtgärds målet för denna åtgärd är sedimentmiljön i Valdemarsviken i sin helhet skall återställas till naturliga förhållanden. Kunskapen Ett lämpligt åtgärdskrav är att halterna av krom i ytsediment inte skall överskrida den nivå där effekter på sedimentmiljön sannolikt kan uppkomma, det s.k. PEL-värdet (Probable Effect Limit) enligt CCME(2002). Detta är för marina miljöer 160 mg/kg och för sötvattensmiljöer 90 mg/kg. I de sediment som underlagrar de förorenade sedimenten i Valdemarsviken och som återspeglar situationen innan utsläppen från Lundbergs läder gjordes är halterna vanligtvis lägre än 100 mg/kg. Som mätbart åtgärds mål föreslås därför att halterna i ytsediment efter åtgärder som ett medelvärde över viken inte skall överskrida 100 mg/kg och som kompletterande åtgärdskrav att halterna inte heller får överstiga 1000 mg/kg i enskilda punkter.

Eftersom förorenade sediment är utbredda och återfinns över en stor yta, ca 3 km², och med en förorenad sedimentvolymerna om ca 1,2 Mm³, innebär detta alternativ också omfattande och kostnadskrävande åtgärder.

7.5.2 Val av teknik och metoder

För åtgärder inom källområdet föreslås samma teknik och metoder som för motsvarande åtgärder på ambitionsnivå 4, d.v.s. muddring med efterföljande behandling av sediment. Vid tillämpning ambitionsnivå 5 tillkommer en yta som är närmare tio gånger större och en förorenad sedimentvolym som är sex gånger större än den yta och volym som omfattas av åtgärderna på ambitionsnivå 4. Därtill ligger de förorenade sedimenten inom den tillkommande ytan mestadels på betydligt större vattendjup vilket försvårar och fördyrar åtgärderna. Kostnaderna för att efterbehandla den tillkommande ytan på samma sätt som källområdet skulle bli orimligt stora (flera hundra miljoner kronor) i förhållande till den nytta som skulle erhållas i form av en snabbare återhämtning av sedimentmiljön på ackumulationsbottenarna.

Av denna anledning bedöms den enda realistiska åtgärden på denna nivå vara en komplettering av ambitionsnivå 4 med en täckning. Eftersom vattendjupen är stora och bottenarna har karaktären av ackumulationsbotten kan kraven på täckningens erosionsbeständighet ställas betydligt än längre in i viken vilket möjliggör att enklare täckningar kan av typen geltäckning bedöms kunna användas. En intressant teknik i detta sammanhang är den typ av "geltäckning" som användes vid efterbehandling av sjön Turingen. Uppföljningarna av detta objekt får utvisa om denna typ av täckning lämpar sig för Valdemarsviken. Det bedöms också som möjligt att utnyttja spridare som kan sprida sand eller silt i vattenmassan på ett visst avstånd över botten på ett sådant sätt att en jämn sedimentering erhålls. Genom att upprepa detta förfarande flera gånger bedöms att en täckning kan läggas ut till en rimlig kostnad.

Detaljavgränsningen mellan de områden som täcks och de som muddras bör utredas i projekteringskedet. Vissa delar av de tillkommande ytorna i detta alternativ kan behöva muddras p.g.a. att vattendjupen är små närmare stränderna, alternativt krävs täckning med bättre erosionsbeständighet. Vid denna utredning måste också strandområdenas stabilitetsförhållanden beaktas innan slutlig åtgärd väljs, precis som i föregående alternativ.

7.5.3 Konsekvenser av de föreslagna åtgärderna

Konsekvenserna för miljön av åtgärder med denna ambitionsnivå är, förutom att spridningen av krom kommer att minska ned till en nivå som är nära en naturlig transport, sedimentmiljön snabbare kommer att återhämtas även på ackumulationsbottenarna.

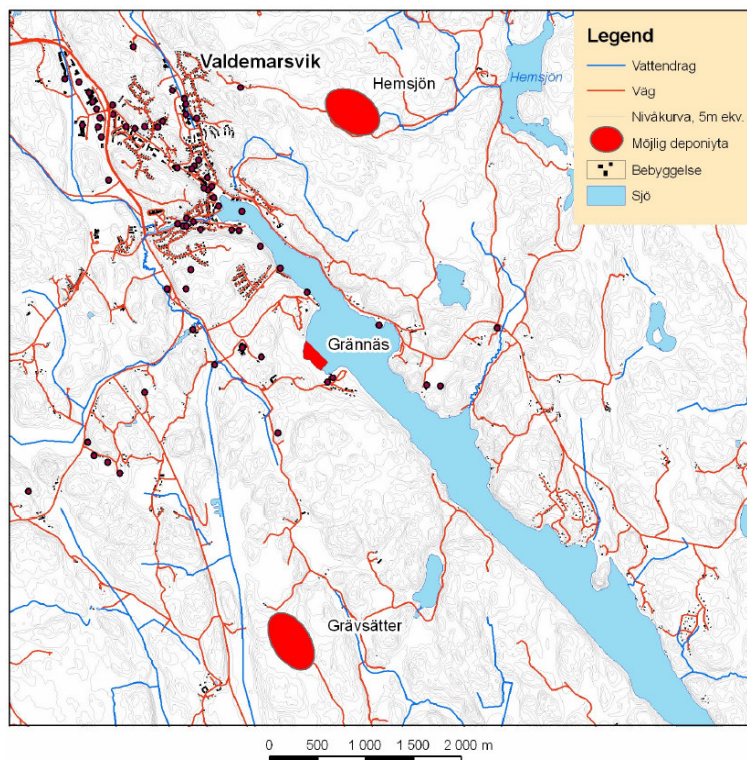
Störningarna för båttrafik, turistnäringen och närboende bedöms inte bli större än vid val av ambitionsnivå 4. Den kompletterande täckningen kan ske utan att Valdemarsviken behöver stängas av i sin helhet. Successivt kan delområden där täckning utförs behöva avlysas för båttrafik under kortare perioder men störningarna av detta bedöms som marginella.

7.6 Omhändertagande av muddrade sediment

De muddermassor som behöver omhändertas är finkorniga (gyttja och lera) och kan förutsättas ha relativt låg TS-halt. De utmärks vidare av extremt höga kromhalter. Med hänsyn till dessa bör massorna klassificeras som farligt avfall enligt RVF:s bedömningsgrunder för förorenade massor (RVF Utveckling 2:09).

Som framgått av teknikgenomgångarna med bedömning av olika metoders lämplighet för omhändertagande av sediment från Valdemarsviken bedöms det som mest lämpligt att omhänderta muddermassorna antingen i en monodeponi för icke-farligt avfall eller genom nyttiggörande i en fyllning under vatten, se avsnitten 5.2 och 5.3.

En översiktlig lokaliseringsutredning för en specialdeponi för muddermassor inom Valdemarsviks kommun har genomförts. Generellt är de geologiska förhållandena kring Valdemarsvik sådana att mäktigheten av jordlagret över berggrunden är tunt varför det är svårt att finna platser där kraven på en naturlig geologisk barriär kan tillgodoses. I regionen utgörs sådana platser i stort sett endast av lerområden där konflikten med andra intressen blir stor och placeringen av en deponi av andra skäl olämplig. Sannolikt måste en deponi därför förses med en konstgjord geologisk barriär. Av de totalt sex möjliga platser som identifierades i lokaliseringsutredningen finns de två som bedömdes som mest intressanta vid en sammanvägd bedömning på ca 1,5 km respektive ca 3 km avstånd från eventuella muddringsområden i Valdemarsviken, se Figur 8. Vilket av detta som är det bästa alternativet får avgöras efter detaljerade undersökningar i samband med en projektering av åtgärder.



Figur 8. Två tänkbara deponeringsområden i närheten av Valdemarsviken och ett möjligt fyllningsområde i där massorna kan nyttiggöras i viken.

Med hänsyn till Valdemarsviks kommuns utbyggnadsplaner finns också möjligheten att nyttiggöra de deponerade massorna som fyllning i Valdemarsviken. Ett sådant objekt där hela den muddrade volymen (vid muddring av hela eller delar av källområdet) kan nyttiggöras är ett planerat fyllningsområde i Grännäsfjärden, se Figur 8. Vid ett sådant nyttiggörande anläggs först en invallning med invändig tätning. Muddermassorna fylls inom det invallade området samtidigt som undanträngt vatten tas om hand och renas. Efter det att muddermassorna fyllts täcks dessa med sand eller annat lämpligt friktionsmaterial och får konsolidera. Konsolideringsprocessen innebär att vatten trängs undan. Detta vatten får passera ett filter och kontrolleras. Därefter utförs stabilisering av fyllningen på samma sätt som vid stabilisering av organisk jord i anläggningssammanhang. Efter det att denna process är avslutad skall hela fyllningen ligga under vatten vilket förhindrar direkt infiltration av nederbörd. Eftersom sedimenten är finkorniga och täta och gradienterna små kommer genomströmningen av grundvatten att bli mycket liten (se avsnitt 5.3.2). Invallningen dimensioneras vidare så att varierande vattenstånd i Valdemarsviken inte kan påverka vattenomsättningen. Under dessa förutsättningar kan lakvattenbildningen för en fyllning som är tio meter mäktig, 70 m bred och 350 m lång i Grännäsfjärden beräknas till maximalt ca 10 m^3 per år om sedimenten får en hydraulisk konduktivitet som är $K=1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$. Beräkningen förutsätter en grundvattenyta innanför fyllningen som ligger i markytan, ca 5 m högre än

Valdemarsvikens vattenstånd, vilket representerar den maximala tryckskillnad som kan uppkomma. Den antagna hydrauliska konduktiviteten är representativ för normala svenska leror och gyttjor. För det fall den hydrauliska konduktiviteten skulle bli 10 gånger högre, vilket bedöms som mindre sannolikt, blir lakvattenbildningen 100 m³ per år. En sådan fyllning inrymmer alla muddermassor vid tillämpning av ambitionsnivå 4. Om åtgärder på en lägre ambitionsnivå väljs kan fyllningens utbredning minskas och lakvattenbildningen blir lägre.

För fallet fyllning under vattenytan måste dock hänsyn tas till den pågående landhöjningen. I denna del av landet är landhöjningen ca 2 mm per år, d.v.s. ca 2 m i tusenårsperspektivet. Hur detta skall beaktas uppmärksammas i en projektering. Mest ändamålsenligt är om fyllningen kan placeras så att den även på mycket lång sikt kommer att ligga helt under vatten.

För en deponi för icke-farligt avfall accepteras en lakvattenbildning om maximalt 50 l/m²/år. Redan sedimentens låga hydrauliska konduktivitet efter konsolidering, $K=1\cdot 10^{-9}$ m/s, innebär att lakvattenbildningen kommer att begränsas till denna nivå. Med ett kompletterande tätskikt i form av ett geomembran bedöms lakvattenbildningen begränsas till i ca 20 l/m²/år, utgående från vattenbalansberäkningar som utförts för liknande deponier i andra fall. Eftersom muddermassorna inte kan läggas upp i särskilt branta släntlutningar bedöms en yta av ca 50 000 m² erfordras för en deponi som rymmer alla muddermassor vid tillämpning av alternativ 4. Den framtida lakvattenbildningen för en sådan deponi blir således ca 1 000 m³ per år, d.v.s. minst 10 ggr och sannolikt 100 ggr högre än i fyllningsalternativet. Fördelen med en deponi framför en fyllning är att installationen av en bottentätning och en konstgjord geologisk barriär möjliggör uppsamling och kontroll av lakvatten på ett annat sätt än fyllningsalternativet. Dock är kravet på bottentätning och geologisk barriär inte högre ställt än att den lakvattenmängd som kan perkolera genom bottenkonstruktionen (inklusive en konstgjord geologisk barriär) är lika stor som den beräknade lakvattenbildningen.

Alternativet deponering kräver en dispens från de s.k. mottagningskriterierna (NFS 2004:10) eftersom den organiska halten i muddermassorna (medelvärde ca 15 %) överstiger gränsvärdet (10 %). Det finns dock möjligheter att få dispens från gränsvärdet under förutsättning att utlakningen av lösta organiska ämnen inte är för hög. Ett nyttiggörande omfattas inte av dessa föreskrifter utan fyllningen prövas enbart enligt miljöbalkens regler.

8 Kostnader och kostnadseffektivitets beroende av ambitionsnivå

Kostnaderna för de olika åtgärdsalternativen kan beräknas utgående från de ungefärliga å-priser som angivits under metodbeskrivningarna. Här har dock en mer förfinad analys utförts för de olika åtgärdsalternativen, där hänsyn tagits till att delar av kostnaderna utgörs av investeringar som i stort sett är oberoende av muddringsmängden (typiska exempel är vattenreningsutrustningar samt ledningar och pumpstationer för hydraulisk transport av muddermassor) medan andra kostnader är rörliga. Detta innebär att å-priser för olika enheter kan variera beroende på den mängd som ingår i åtgärderna.

De uppskattade kostnaderna för åtgärdsalternativen 2-4 sammanfattas i Tabell 2.

Tabell 2 Sammanställning av uppskattade kostnader för olika ambitionsnivåer

Moment	Kostnad alternativ 2 Mkr	Kostnad alternativ 3 Mkr	Kostnad alternativ 4 Mkr
Byggherrekostnader	18,8	19,6	26,9
Anläggning av deponi m.m.	17,2	21,2	26,1
Muddring, avvattning, deponering etc.	34,2	39,4	43,9
Efterbehandling av deponi	12,6	14,9	18,8

Övriga entreprenadkostnader	7,5	8,6	25,4
Uppföljning	5	5	5
Sannolik slutkostnad	95,3	108,8	146,1
<i>Bedömt kostnadsintervall</i>	<i>87,7-109,4</i>	<i>99,7-125,2</i>	<i>133,2-166,5</i>

För samtliga ambitionsnivåer har kostnaderna beräknats för ett alternativ där muddermassorna omhändertas genom deponering. För det fall massorna kan utnyttjas som fyllningsmaterial sjunker kostnaden. Störst effekt bedöms detta få vid val av ambitionsnivå 4. För detta alternativ har en detaljerad kostnadsberäkning utförts på samma sätt som för alternativet med deponering. I beräkningen har förutsatts att relativt omfattande grundförstärkningsåtgärder behöver utföras, eftersom fyllningen kommer att utföras i ett område som täcks av lösa jordlager. Med dessa förutsättningar blir kostnaden mellan 117,6 och 148,6 Mkr med ett sannolikt utfall på 129,4 Mkr, d.v.s. ca 17 Mkr lägre än för deponeringsalternativet. Innan man med säkerhet kan avgöra kostnadsrelationen mellan alternativen behöver dock geotekniska undersökningar utföras så att grundförstärkningsbehovet kan preciseras.

För jämförelse mellan de olika alternativen kan olika mått på kostnadseffektiviteten hos de olika alternativen beräknas. Det enklaste måttet är kostnad per muddrad mängd. Mätt på detta sätt blir kostnadseffektiviteten naturligt nog bäst för det alternativ som omfattar den insatsen, eftersom de fasta kostnaderna då fördelas på en större mängd. Mer relevanta mått är kostnaden utslagen per enhet krom som tas om hand eller kostnaden utslaget per enhet minskad spridning. I Tabell 3 redovisas dessa tre olika mått på åtgärdernas kostnadseffektivitet. Det framgår att av tabellen att åtgärderna på ambitionsnivå 4 är mest kostnadseffektiva oberoende av beräkningsmetod.

Tabell 3 Olika mått på kostnadseffektiviteten hos de olika alternativen

Moment	Alternativ 2 Mkr	Alternativ 3 Mkr	Alternativ 4 Mkr
Kostnadseffektivitet uttryckt som kostnad per muddrad mängd (kr/m ³)	1083	938	630
Kostnadseffektivitet uttryckt som kostnad per avlägsnad enhet krom (kr/kg Cr)	310	292	262
Kostnadseffektivitet uttryckt som kostnad för erhållen spridningsminskning (kk/kg årligen minskad spridning av Cr)	112	91	88

Ambitionsnivå 5 finns inte med i denna jämförelse. Kostnaden för detta alternativ är osäker eftersom tekniken med geltäckning är relativt oprövad. Utgående från de erfarenheter som finns från sjön Turingen kan kostnaderna för geltäckningen uppskattas till 100-150 Mkr, d.v.s. i storleksordningen 250-300 Mkr för samtliga åtgärder på ambitionsnivå 5. Eftersom alternativet inte omfattar någon utökad borttagning av förorenade sediment i förhållande till ambitionsnivå 4 är det tveksamt om en beräkning av kostnadseffektiviteten med de metoder som redovisas i Tabell 3 är relevant. Mest relevant för en jämförelse är kostnadseffektiviteten för minskad spridning. Dock bedöms spridningen inte minska i förhållande till ambitionsnivå 4 varför kostnadseffektiviteten blir betydligt sämre (163-196 kr/kg). Förtjänsten med alternativ 5 är endast att återhämtningen av sedimentmiljön på ackumulationsbottenarna kan gå snabbare. Behovet av detta får värderas på annat sätt.

9 Referenser

CCME (2002) Candian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2002.

Martini J., Lindmark A., 2004: *New Methods for Dredging, Discharging and Placing of Contaminated Organic Sediment*, Abstract till Nordiska Geoteknikermötet i Ystad, 2004.

Naturvårdsverket (2001): *Förordningen om deponering av avfall*, SFS 2001:512.

Naturvårdsverket (2004): *Föreskrifter om deponering av avfall och kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*. Remissutgåva - Utkast 6 februari 2004.

Oskarshamns kommun (2005): Huvudstudierapport. Sanering av hamnbassängen i Oskarshamns hamn. Miljö- och hälsoriskbedömning och åtgärdsutredning. Rapport nr Oskarshamns hamn 2004:21.