

Att slutförvara långlivat farligt avfall i under- marksdeponi i berg

*Betänkande av
Utredning om slutförvar av kvicksilveravfall*

Stockholm 2008



STATENS OFFENTLIGA
UTREDNINGAR

SOU 2008:19

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes Offentliga Publikationer på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress:
Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-690 91 91
Ordertel: 08-690 91 90
E-post: order.fritzes@nj.se
Internet: www.fritzes.se

Svara på remiss. Hur och varför. Statsrådsberedningen, 2003.

– En liten broschyr som underlättar arbetet för den som skall svara på remiss.
Broschyren är gratis och kan laddas ner eller beställas på
<http://www.regeringen.se/remiss>

Textbearbetning och layout har utförts av Regeringskansliet, FA/kommittéservice

Tryckt av Edita Sverige AB

Stockholm 2008

ISBN 978-91-38-22922-4

ISSN 0375-250X

Till statsrådet och chefen för Miljödepartementet

Regeringen beslöt den 7 juli 2005 att tillkalla en särskild utredare med uppgift att bidra till ett effektivt genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar. Den särskilde utredaren ska agera som samordnande aktör för att bl.a. stödja arbetet med att ta fram metoder, lokalisera och finansiera en djupförvaring. Den 7 juli 2005 förordnade regeringen tekn. lic. Sten Bjurström som särskild utredare.

Mot bakgrund av att förutsättningarna ändrats beslöt regeringen den 1 mars 2006 att ge utredningen tilläggsdirektiv för att belysa deponeringsfrågorna i ett bredare perspektiv.

Ansvar för det praktiska genomförandet av en permanent deponering av kvicksilverhaltigt avfall åligger innehavare av sådant avfall. Utredningen har därför arbetat i nära samarbete med berörda företag och organisationer bl.a. genom kontaktpersonerna S. Kummel vid SAKAB AB, M. Borell vid Boliden Mineral AB samt T. Claesson representerande klor-alkali industrierna Hydro Polymers AB och EKA Chemicals AB. Myndigheterna, främst Naturvårdsverket har följt utredningen.

Ett antal frågor har i fördjupande studier belysts av professor Arne Jernelöv och professor Roland Pusch. Konsultföretaget Kemakta AB och främst civ.ing Lars Olof Höglund har biträtt utredningen i en rad frågor samt svarat för analyser av möjligheter till permanent deponering i berg i Sverige, Norge och i Tyskland. I analyser beträffande förutsättningar i Mellansverige har förutom Kemakta AB samarbete skett med Hifab AB – Envipro och tekn. dr Tom Lundgren samt Eon Värme AB och miljöcontroller Romel Makdessi. SGU har biträtt med analys och sammanställning beträffande svenska gruvor och bergrum.

En första del rapport överlämnades den 31 maj 2006, "Att slutförvara kvicksilverhaltigt avfall i djupa bergrum. Behandling av

avfall samt teknik, möjligheter och krav för deponering”. I delrapporten redovisas frågeställningar av betydelse för det praktiska arbetet att genomföra slutförvaring av kvicksilverhaltigt avfall med särskild betoning på avfallets behandling och kemiska form före deponering.

I föreliggande slutrapport redovisas de åtgärder som vidtagits av avfallsinnehavarna. Utöver en fördjupad analys av tidigare frågor lämnas synpunkter beträffande tillkommande frågor till följd av ändrade förutsättningar och direktiv för utredningen. En nyckelfråga som belyses är behov och möjligheter att stabilisera flytande kvicksilver som kvicksilversulfid. Vidare jämföres teknik, säkerhet och kostnader för slutförvaring under mark i svensk berggrund med liknande förvaring i Norge och Tyskland.

Stockholm den 31 januari 2008

Sten Bjurström
Särskild utredare

Innehåll

Synopsis och sammanfattning	9
1 Inledning.....	15
2 Långlivat kemiskt farligt avfall i Sverige.....	21
2.1 Kvicksilver och kvicksilverhaltigt avfall i Sverige	21
2.2 Annat långlivat kemiskt farligt avfall.....	22
2.2.1 Kadmium.....	23
2.2.2 Bly.....	24
2.2.3 Arsenik	24
2.2.4 Krom och nickel	25
2.3 Volymer kvicksilveravfall att deponera	25
2.4 Beskrivning av avfallssituationen för SAKAB AB, EKA Chemicals AB och Hydro Polymers AB samt Boliden Mineral AB	26
3 Behandling av avfall före deponering.....	31
3.1 Allmänt – krav på behandling av avfall.....	31
3.2 Behandling av kvicksilveravfall i flytande form.....	32
3.3 Befintlig och ny teknik för stabilisering av kvicksilver.....	33
3.4 Direkt deponering av metalliskt kvicksilver.....	34
3.5 Forskning och teknikutveckling	36

4	Metoder för en säker slutförvaring över mycket långa tider	37
4.1	Säkerhetsprinciper	37
4.2	Utformning av undermarksförvar	38
4.3	Lokalisering	39
5	Buffert och tekniska barriärer	45
6	Deponering, försegling och övervakning	47
7	Säkerhet och miljöpåverkan	49
7.1	Säkerhetsanalys	49
7.2	Miljökrav	50
7.2.1	Krav i lagstiftning	50
7.2.2	Vad är långa tider ?	51
7.2.3	Kommentar beträffande geologisk barriärer	52
8	Intrång, övervakning samt utnyttjande för annan verksamhet	55
9	Kostnader och finansiering	57
9.1	Investeringskostnader	57
9.2	Kostnader för drift och efterarbeten samt övervakning	58
9.3	Kostnader vid deponering i Norge och Tyskland	59
9.4	Kostnader för olika deponeringsalternativ	59
9.5	Finansiering	60
10	Ansvarsförhållanden och tillståndsprövning	61
10.1	Lagstiftning	61
10.2	Kommentar beträffande ansvarsfrågor och möjlighet till längre mellanlagring	62
10.3	Tillståndsprövning	63

11	Tänkbara möjligheter för slutförvaring av svenskt långlivat kemiskt farligt avfall	65
11.1	Sverige	65
11.2	Norden – Permanent deponering i dagbrott	72
11.3	EU – Permanent deponering i undermarksförvar i saltgruvor	74
12	Utredningens slutsatser	79
12.1	Kunskap att utforma anläggningar och värdera långsiktig säkerhet	79
12.2	Tekniska förutsättningar	79
12.3	Genomförande i praktiken	79
12.4	Avfallens behandling och form	80
12.5	Direktdeponering av metalliskt kvicksilver	80
12.6	Kostnaderna	81
12.7	Deponering i undermarksförvar utanför Sverige	81
12.8	Annat långlivat farligt avfall	82
12.9	Tillgång till undermarksförvar i Sverige	82
12.10	Lagstiftning	83
	Referenser	85
 Bilagor		
<i>Bilaga 1</i>	Utredningens direktiv	89
<i>Bilaga 2</i>	Bolidens planer till följd av lagens krav på djupdeponering av kvicksilveravfall – Lägesrapport, december 2007	101

<i>Bilaga 3</i>	Olika slutförvaringsstrategier för kvicksilveravfall. Sammanställning och utvärdering av frågeställningar: Salthögar i Tyskland, Langøya i Norge	141
<i>Bilaga 4</i>	Konceptstudie av teknik och säkerhet för människa och miljö för en djupdeponi för kvicksilveravfall i berg baserad på förutsättningar vid tidigare oljelager i Sverige	187
	<i>Underbilaga:</i> Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar för en djupdeponi för kvicksilver på Händelö, Norrköpings kommun.....	253
<i>Bilaga 5</i>	Utredning av möjligheter att slutförvara kvicksilveravfall i geologiskt djupförvar.....	267
<i>Bilaga 6</i>	Geologiska förutsättningar för undermarksförvar. Slutförvaring av kvicksilver i gruvor.....	327
<i>Bilaga 7</i>	Kvicksilver i naturen – omvandlingar, kretslopp och förekomst av en ”rörlig pool”	341

Synopsis

Utredningen har haft till uppgift att ta upp frågor som driver på och samordnar praktiskt genomförande av slutlig förvaring av främst kvicksilverhaltigt avfall i berggrunden. Sveriges innehav av kvicksilverhaltigt avfall kan efter lämplig behandling/stabilisering med betryggande säkerhet permanent deponeras i berg i Sverige och inom Norden och EU.

I linje med nu gällande lagstiftning planeras avfall från gruv- och smältverksamhet bli deponerat i djupdeponi i anslutning till gruva. Allmänt kvicksilveravfall samt avfall i form av metalliskt kvicksilver planeras efter stabiliserande behandling bli deponerat i befintliga anläggningar i Norge alternativt Tyskland eller möjligen i nybyggd svensk anläggning. Krav på säkerheten för hälsa och miljö i svensk lagstiftning bedöms uppfyllas av planerad anläggning i anslutning till gruva, eventuell ny anläggning i Mellansverige samt studerade utländska anläggningar.

Sammanfattning av utredningen

Från och med 2005 gäller enligt avfallsförordningen (2001:1063) att avfall som innehåller mer än 0,1 procent kvicksilver skall permanent deponeras i djupa bergrum. Lagen innebär en skärpning av tidigare krav. Behovet av permanent förvaring är en följd av Sveriges riksdags beslut att fasa ut användning av kvicksilver. Även kadmium och bly i olika kemiska föreningar och visst annat långlivat farligt avfall kan behöva deponeras i djupdeponi i berg. Sådant avfall kan under lång tid innebära risk för hälsa och miljö och måste tas om hand på ett sätt som säkerställer att dessa framtida risker blir acceptabla.

Kravet på deponering av kvicksilveravfall i djupa bergrum innebär att samhället anpassar kravet på deponering med hänsyn till att avfallet alltid är potentiellt farligt. Lagstiftningen vill nu säkerställa att det farliga avfallet deponeras på ett sätt som ej kan skada människa och miljö ens under mycket långa tider och ändrade förhållanden. Genom att placera en lämpligt utformad anläggning, i det följande benämnt underjordsförvar alternativt underjordsdeponi, i stabila bergformationer med lämplig geologi och topo-

grafi kan förpackat och behandlat avfall deponeras på ett sätt som med stora marginaler uppfyller de krav på säkerhet för människa och miljö som följer av nu gällande lag. Hittillsvarande deponering i Sverige och på många ställen utomlands baseras på deponering i ytanläggningar med begränsad livslängd och där funktion skall kunna kontrolleras.

Som följd av krav på säker förvaring i djupa bergrum över mycket långa tidsperioder har berörda avfallsinnehavare ändrat planer och avfallsstrategier i syfte att praktiskt åstadkomma en deponering som uppfyller detta.

En stor del av det kvicksilveravfall som kan samlas in finns i dag hos främst fyra innehavare. Cirka hälften av Sveriges kvicksilveravfall finns i dag vid Boliden Mineral AB:s anläggning i Rönnskär. Avfallet härrör från behandling i smältverk av malmer och metallskrot. Huvuddelen av Sveriges kvicksilveravfall i framtiden bedöms komma från denna typ av industriverksamhet.

Vid SAKAB AB finns en stor del av Sveriges över åren insamlade kvicksilveravfall från t.ex. batterier, renings- och filteranläggningar, saneringar m.fl.

Sveriges två klor-alkali industrier – EKA Chemicals AB och Hydro Polymers AB – nyttjar eller har nyttjat kvicksilver i sina industriprocesser. I och med att ny teknik introduceras eller att verksamheten upphör kommer detta kvicksilver att bli avfall och kräva ett säkert omhändertagande.

För att möta kravet på säker deponering i berg av kvicksilveravfall och annat s.k. farligt avfall planerar Boliden Mineral AB att bygga en anläggning i anslutning till en av Bolidenfältets gruvor, dock endast för bolagets eget avfall. Utvecklingsarbete för behandling av avfallet före deponering samt undersökning av plats och förberedelser för att bygga en undermarksdeponi i berg pågår. Arbetet är inriktat på en tillståndsansökan till Miljödomstolen sommaren 2008.

Volymen kvicksilveravfall vid sidan av Bolidens innehav är förhållandevis liten och beräknade tillkommande mängder i framtiden bedöms bli begränsade.

Situationen har inneburit att SAKAB AB av kostnadsskäl valt att i första hand undersöka möjligheterna att i befintliga deponier utomlands åstadkomma en deponering som uppfyller avfallsförordningens krav på ”permanent lagring i djupt bergförvar”. Stora delar av SAKAB:s innehav skulle – efter förpackning i storsäck/fat – kunna deponeras i tyska saltgruvor där sådan deponering sker

sedan 1970-talet. SAKAB AB innehar även en mindre volym kvicksilveravfall i flytande form. För att i dag kunna deponera kvicksilveravfall i flytande form genomförs ett utvecklingsarbete där kvicksilvret genom tillsatser och behandling överföres till en stabil produkt som kan deponeras.

Sveriges två klor-alkali industrier innehar cirka 440 ton eller sammantaget cirka 30 m³ flytande kvicksilver som skall deponeras på säkert sätt i berg. En väg som övervägs är den som följer av EU-kommissionens förslag till ny förordning om säker förvaring av metalliskt kvicksilver vilken innebär en möjlighet att mellanlagra och slutligen förvara flytande kvicksilveravfall genom att direkt deponera stålbehållare fyllda med metalliskt kvicksilver i djupa saltformationer. Metoden aktualiserar ett antal frågor som kräver ökad kunskap och ifrågasättes därför i dag av flera EU-medlemmar.

Gällande EU-direktiv och svensk lag förbjuder deponering av flytande avfall och tillåter endast att avfall som är stabilt eller har stabiliserats får deponeras. Detta innebär att deponering av flytande kvicksilver kräver att gällande avfallsdirektiv inom EU ändras.

För att kunna hantera slutförvaringsfrågorna redan i dag och inom ramen för nu gällande lagstiftning är det angeläget att driva på möjligheterna att utveckla teknik för att stabilisera kvicksilveravfall så att det kan deponeras utan att vara beroende av förändrad lagstiftning. För aktuella klor-alkali anläggningar i västra Sverige är t.ex. möjligheten att deponera stabiliserat kvicksilver som avfall i befintlig deponi i Norge ett praktiskt och tänkbart alternativ.

I Naturvårdsverkets avfallsplan /16/ förutsättes – bl.a. som följd av formuleringar i EU:s deponeringsdirektiv om närhetsprincip och självförsörjandepincip att möjligheter till att deponera kvicksilveravfallet skall finnas i Sverige och vara ett förstahandsalternativ. EU markerar å andra sidan bl.a. i nyligen genomförd översyn av avfallsdirektivet /7/ att medlemsstaterna inom gemenskapen skall upprätta ett nätverk av anläggningar för bortskaffandet med beaktande av bästa tillgängliga teknik som inte medför oskäligen kostnader. Såväl geografiska förhållanden som behov av specialiserade anläggningar för vissa typer av avfall skall beaktas.

Boliden Mineral AB:s arbete, som är helt inriktat på företagets eget avfall innebär att en stor del av Sveriges befintliga kvicksilveravfall och i stort allt framtida avfall kommer att deponeras i enlighet med planen.

De mängder som återstår av svenskt kvicksilveravfall att deponera vid sidan av Bolidens avfall blir, som nämnts ringa, särskilt

gäller detta framtida avfall. Inventering av annat långlivat avfall i Sverige lämpligt för samdeponering såsom kadmium, bly, arsenik m.fl. indikerar att endast begränsade kvantiteter är aktuella inom överskådlig framtid.

Detta innebär att deponeringen kan bli mycket kostsam. Detta bekräftas av den konceptstudie som utredningen låtit genomföra och som baserats på verkliga förutsättningar för en tänkt lokalisering vid ett tidigare oljelager i berg. Även om en sådan lokalisering kan ske till avsevärt lägre kostnad än att bygga en helt ny anläggning blir kostnaderna för deponeringen flerfaldigt högre än att utnyttja befintliga anläggningar i Tyskland respektive Norge.

Jag konstaterar att bristen på en allmänt tillgänglig djupdeponi i Sverige innebär troligen att nödvändig permanent deponering i berg av samhällets många och små kvantiteter av kvicksilveravfall blir både komplicerad och dyr.

Sammanfattningsvis konstaterar jag:

Att teknik och kunskap finns för att kvicksilveravfall och liknande riskavfall kan tas om hand i undermarksförvar på det långsiktigt säkra sätt som krävs i nu gällande lagstiftning. Deponering av långlivat potentiellt farligt avfall i undermarksförvar ger säkerhetsmässiga fördelar som vida överstiger dagens praxis med markförlagda deponier för sådant avfall i Europa.

Att det finns mycket goda tekniska förutsättningar att bygga säkra undermarksförvar i svensk berggrund. Den svenska marknaden för farligt avfall är dock volymmässigt relativt liten. Kostnaderna för deponeringen blir höga, särskilt i de fall man ej kan samlokalisera undermarksdeponin med annan verksamhet.

Att avfallsinnehavarna målinriktat arbetar på att snarast möjligt påbörja deponering av befintligt avfall. Omfattande utvecklingsarbete, ej tidigare prövat tillståndsförfarande samt förändrade förutsättningar såsom förslag om ny EU-lagstiftning för metalliskt kvicksilver innebär dock att kravet att deponering skall ha genomförts före år 2015 troligen inte kan realiseras.

Att gällande krav på behandling av avfall före deponering – för att underlätta hantering, minska risker och i övrigt bidra till att en säker hantering – innebär att allt avfall inklusive kvicksilver i metallisk form ska stabiliseras på lämpligt sätt före deponering.

Detta innebär att tekniken för att stabilisera flytande kvicksilver är nyckelfråga för att praktiskt kunna genomföra deponering av stora delar av det svenska kvicksilveravfallet. För detta måste teknik vidareutvecklas och demonstreras i industriell skala. Förutsättningarna för detta bedöms gynnsamma av berörd industri då det finns kunskap och goda erfarenheter av liknande småskalig verksamhet.

Att förslaget om ny EU-förordning för förvaring av metalliskt kvicksilver öppnar för möjligheten att tillåta deponering under mark av flytande avfall i form av metalliskt kvicksilver förvarat i behållare av stål. Detta alternativ innebär säkerhetsmässiga nackdelar vid deponering och aktualiserar nya frågor när det gäller långsiktig säkerhet. För att överväga en praktisk tillämpning bör krävas att nödvändiga säkerhetsanalyser visar att säkerhetsmarginalerna motsvarar vad som kan uppnås med stabiliserat kvicksilver.

Att det av företagsekonomiska skäl är motiverat att överväga de möjligheter som finns att utnyttja befintliga djupförvar utanför Sverige för att uppnå en säker undermarksdeponering av Sveriges relativt sett ringa mängder långlivat farligt avfall. Befintliga depotier i tyska saltgruvor kan erbjuda säkerhetsmässiga deponeringsförhållanden som väl motsvarar de krav på deponering i berg som ligger bakom svensk lagstiftning.

Att även befintlig deponianläggning i Norge i ytlig berggrund sannolikt erbjuder goda möjligheter till säker förvaring över långa tider i det fall avfallet givits en lämplig behandling. De företagsökonomiska skälen för lagring i utlandet får då vägas mot samhällsökonomiska eller andra intressen av och kostnader för att inrätta ett förvar i Sverige.

Att Sverige saknar ett allmänt tillgänglig undermarksförvar och möjlighet att inom landet ta hand om och på ett kvalificerat sätt deponera olika typer av avfall med långlivad farlighet.

Att en sådan möjlighet skulle underlätta och förenkla insamling och deponering av avfall i små mängder från många olika källor och borde ses som en naturlig del av den svenska infrastrukturen för avfallets omhändertagande. Sveriges begränsade marknad för undermarksdeponering innebär sannolikt att det krävs stöd från samhällets sida för att önskvärd undermarksdeponi ska bli byggd.

Att lagstiftningen inte på ett tidsmässigt realistiskt sätt beaktar avfallsinnehavarnas behov av att mellanlagra avfall t.ex. flytande metalliskt kvicksilver i avvaktan på att slutliga lösningar utvecklas eller överenskommes.

1 Inledning

Uppdraget

För att stötta och samordna avfallsinnehavarna i arbetet att åstadkomma en permanent deponering av kvicksilverhaltigt avfall i djupa geologiska formationer beslöt regeringen sommaren 2005 att följa frågan genom att tillsätta en särskild utredare. Regeringen beslöt sålunda den 7 juli 2005 att förordna tekn. lic Sten Bjurström såsom särskild utredare med uppgift att bidra till ett effektivt genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar. Den särskilde utredaren ska agera som samordnande aktör för att bl.a. stödja arbetet med att ta fram metoder samt att lokalisera och finansiera en djupförvaring.

Mot bakgrund av att förutsättningarna i vissa delar ändrats beslöt Regeringen den 1 mars 2007 att ge utredningen tilläggsdirektiv för att belysa deponeringsfrågorna i ett bredare perspektiv. Utredningen ska konkret belysa de möjligheter som finns att kostnadseffektivt bygga en anläggning för djupdeponering i Sverige för kvicksilveravfall men även beakta annat liknande avfall som kan behöva deponeras. Samtidigt ålades utredningen att belysa och värdera andra möjligheter som kan finnas inom Norden och EU. Utredningen ska slutligt redovisas 31 januari 2008.

Utredningens uppläggning och redovisning

Huvuduppgiften för mig som särskild utredare har varit att följa upp, samordna och stimulera berörd industri att vidtaga åtgärder som leder till att främst kvicksilverhaltigt avfall blir deponerat på ett säkert sätt i undermarksförvar i berggrunden.

Detta innebär att ansvaret för att erforderligt arbete kommer till stånd åvilar innehavarna av avfallet. Inom utredningens ram har därför endast genomförts studier som sätter in frågorna i ett

bredare sammanhang och som kompletterar arbetet av berörd industri. Även vissa frågor av intresse för aktuellt lagstiftningsarbete eller myndigheternas tillsyn har tagits upp i utredningen.

I betänkandet redovisas behov av deponering i undermarksförvar samt avfallsinnehavares aktuella planer och verksamhet. Krav på behandling och stabilisering av avfall före deponering analyseras och tekniska lösningar för detta diskuteras. Utifrån en redovisning av allmänna krav och kriterier för undermarksförvar redovisas ett antal tänkbara tekniska varianter för djupförvaring i berg. Teknik, säkerhet och kostnader analyseras främst baserat på utförda expertutredningar. Dessa ger också underlag för en detaljerad värdering av tillgängliga möjligheter att deponera svenskt avfall i gruva eller vid berganläggning inklusive deponering i befintliga anläggningar i Tyskland respektive Norge.

En lägesredovisning av arbete och planer för de olika avfallsinnehavarna lämnades i maj 2006. I rapporten berörs särskilt behandlingsmetoder (kemisk form) för att stabilisera eller på annat sätt behandla avfallet så att det lämpar sig för deponering samt anges kriterier för det djupa bergförvarets lokalisering och utformning och andra frågor av vikt för att praktiskt genomföra en permanent deponering i en djupdeponi i berg.

I utredningens tilläggsdirektiv anges att – utöver kvicksilveravfall – även annat långlivat farligt avfall som behöver deponeras skall beaktas. Med undantag av avfall från viss processindustri t.ex. gruvor och smältverk visar genomgången att mängderna som bedöms angelägna att deponeras under mark är begränsade, åtminstone under överskådlig tid framåt. Detta gäller även ”utfasningsmetallerna” bly och kadmium.

Utredningen behandlar därför i huvudsak förhållanden för avfall med innehåll av kvicksilver i olika former. Utredningens resonemang, resultat och slutsatser är dock oftast giltiga för liknande långlivat och toxiskt metall- och mineralavfall.

Bilagor (underlagsrapporter)

Industrins detaljerade lägesrapporter och utredningens expertutredningar beträffande nyckelfrågor redovisas i bilagor. Bilagorna redovisas i den form de inlämnats till utredningen. Text och slutsatser är författarnas egna och kan därför skilja sig från utredningens övergripande slutsatser.

Bakgrund – problemformulering

Kvicksilver finns i olika former i marklagren, berggrunden samt i vatten och luft. Kvicksilver hör till de potentiellt farligaste miljögifterna och utsläpp kan utgöra ett hot mot miljön och människors hälsa under lång tid.

Kvicksilverutsläpp kan härröra från naturliga förekomster i jordskorpan, hantering av råvaror med viss förorening av kvicksilver, främst förbränning av kol samt förekomst i produkter och användning av kvicksilver i processer. Även förorenad mark och avfallshögar kan ge bidrag till dagens kvicksilverutsläpp.

Rörliga mängder kvicksilver i mark och sjösediment i Sverige har uppskattats till 10 000–15 000 ton, (Bilaga 7). Mängden luftburet kvicksilver som deponeras i Sverige på land och i sjöar har uppskattats till 4,5 ton per år, varav en stor del återföres till atmosfären och exporteras vidare.

De ”svenska” utsläppen till luft och omgivning från smältverk, krematorier, utlakning från soptippar samt förbränning främst av avfall har uppskattats till 0,7 ton. Trots pågående minskning av kvicksilver i samhället registreras en fortsatt ökning av mängderna i mark och t.ex. avloppsslam.

De största utsläppen i Sverige kommer från förbränning av kol i Europa och globalt. En utveckling som bedöms fortgå lång tid framåt. Användning av kvicksilver i processer och produkter i Sverige och internationellt minskar dock successivt, ofta med inriktning att helt elimineras.

Som följd av denna utveckling uppstår ett överskott av kvicksilver och kvicksilverhaltigt avfall. För att undvika att människor och natur exponeras för detta överskott bör det samlas in och avlägsnas från kretsloppet genom en permanent och säker deponering.

I linje med detta synsätt har svensk lagstiftning ställt strikta krav med inriktning på att till 2010 fasa ut, samla in kvicksilver i varor och produkter samt behandla insamlat kvicksilver och avfall så att det lämpar sig för permanent deponering i djupförvar. För avfall med halter över 0,1 procent – huvuddelen av det svenska kvicksilveravfallet – kräver i dag lagen att existerande avfall inom en 5-årsperiod och senast till 2015 bör bortskaffas genom deponering i anläggning för permanent lagring av avfall i djupt bergförvar.

Kravet på deponering av kvicksilveravfall i djupa bergrum innebär att samhället nu skärper kraven på ett sätt som tar hänsyn till

att avfallet alltid är farligt och kan utgöra en risk. Lagens ambition är att i görligaste mån minska denna risk och säkerställa att deponeringen sker på ett sätt som förhindrar att människa och miljö kan komma till skada ens under mycket långa tider och ändrade förhållanden.

För att bereda underlag för dagens lagstiftning samt stödja verksamhet som rör långlivat kemiskt farligt avfall har frågorna behandlats inom ramen för omfattande utredningar av bl.a. Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen samt tidigare statlig utredning SOU 2001:58, ”Kvicksilver i säkert förvar”. /15/

I nämnda utredningar analyseras olika frågeställningar kopplade till permanent deponering av kvicksilveravfall. Materialet utgör ett bra underlag för det i dag aktuella praktiska arbetet att utforma, lokalisera och bygga ett djupförvar. Det innehåller även ett gediget faktaunderlag beträffande mängder och halter av kvicksilveravfall i Sverige.

Behov av permanent slutförvaring finns vid sidan av kvicksilver för ett antal andra farliga ämnen som kännetecknas av att de toxiska egenskaperna inte förändras eller avtar utan består för all framtid. I huvudsak handlar det om metaller och mineraler som direkt eller i omvandlad form kan vara farlig för människa och miljö.

Några av dessa metaller – kadmium och bly – skall fasas ut så fort de kan ersättas med ofarligare produkter. Då några av dessa substanser krävs för viktiga samhällsverksamheter – t.ex. kadmium och bly – blir behovet av slutlig deponering beroende av när fullgoda alternativ finns tillgängliga. Användning av kvicksilver har successivt minskat och lett till ett överskott som nu behöver permanent deponeras på ett sätt som är säkert över mycket långa tider.

I Sverige och utomlands lagras det farliga avfallet i huvudsak i markförlagda deponier där det ställts särskilda krav på isolering. I några fall t.ex. i Tyskland sker deponering även i undermarksförvar. Tekniken för ytdeponier bygger på att funktionen övervakas och kontrolleras. Då det farliga avfallet innehåller ämnen som ej kommer att brytas ner krävs att kontrollen sker under mycket långa tider av många framtida generationer.

För att inte belasta framtiden med bördor av dagens avfall krävs att deponeringen i markförlagda deponier såsom hittills förändras till att ske i slutförvar som isolerar avfallet under mycket långa tider och där säkerheten garanteras av underhållsfria och passiva system.

Kostnaderna för djupförvaring bedöms bli relativt höga. Samtidigt bedöms att en kvalificerad ytförlagd deponi kommer att innebära stora kostnaderna för byggande, tillsyn samt långsiktiga underhåll och övervakning.

Mot bakgrund av kvicksilvrets höga farlighet och därav följande risk för hälsa och miljö gäller att överskott av kvicksilver i samhället måste tas om hand på ett permanent sätt som praktiskt sett eliminerar riskerna i dag och i framtiden. Detta nödvändigt ambitiösa synsätt leder till att samhället måste ställa krav på att teknik som ger stor säkerhet kommer till användning och att eventuella utsläpp blir så låga som är rimligt och möjligt.

Naturliga och tillåtna små utsläpp i vatten och luft kommer alltid att exponera människa och natur för kvicksilver. Strävan måste, trots detta dock vara att i stor utsträckning minska och eliminera onödigt kvicksilver genom att samla in detta och efter lämplig behandling deponera det i djupa och stabila geologiska formationer. På detta sätt återförs kvicksilvret till naturen och i en form som har många drag gemensamt med t.ex. förhållandena för en kvicksilvermalm. Bly, kadmium och arsenik kan efter lämplig stabilisering t.ex. som sulfid återföras till naturen på liknande sätt.

För att "det bästa inte skall bli det godas fiende" krävs en balans mellan krav och åtgärder på det sätt som ligger bakom begrepp som BAT – "Best Available Technology", BET – "Best Environmental Technology" samt ALARA – "As low as reasonable achievable". Såväl BAT, BET som ALARA bygger på att kostnaderna för olika åtgärder är skäliga och står i balans till miljövinsterna.

Avfallsinnehavarnas åtgärder och verksamhet

Ansvar för att planera och genomföra samt finansiera erforderliga åtgärder för säker deponering av avfall åligger den som producerar och innehar avfall. Efter regeringsbeslutet i juli 2005 beträffande krav på djupförvaring av visst kvicksilveravfall har berörda industrier och myndigheter påbörjat ett systematiskt arbete inriktat på de praktiska frågorna för att åstadkomma en bra slutförvaring.

Sverige är det första landet som ställer krav på utfasning och slutförvar av kvicksilver. Uppgiften att genomföra slutförvaring aktualiserar därför nya områden för forskning och utredning. Även med ett gott allmänt kunskapsunderlag och hög ambition kräver detta tid, inte minst när det gäller för innehavarna av avfallet att

utveckla ny teknik i industriell skala samt redovisa funktion och säkerhet för aldrig tidigare tillämpade långa tidsperioder.

Förutsättningarna för intressenterna är olika och har också ändrats sedan utredningen startade 2005. Detta har inneburit att innehavarna av avfall dragit olika slutsatser om hur kravet på säker deponering i berg skall uppfyllas. Innehavaren av den största mängden kvicksilveravfall, Boliden Mineral AB har beslutat att bygga en djupdeponi i berg dock endast för eget avfall. Detta innebär att i tidigare utredningar förutsatta möjligheter till gemensamma lösningar och samverkan inte längre är aktuella. Förslag till ny lagstiftning inom EU beträffande metalliskt kvicksilveravfall innebär vidare att förutsättningarna för klor-alkaliindustrin delvis har ändrats.

SAKAB AB har, som innehavare av stora delar av Sveriges allmänna kvicksilveravfall valt att utreda möjligheter för stabiliserande behandling av sitt innehav av kvicksilveravfall i metallisk och flytande form. Avsikten är att deponera detta tillsammans med bolagets övriga avfall med innehåll av kvicksilver i lämpligt undermarksförvar. I första hand utreds möjligheterna att utnyttja befintliga undermarksdeponier i Tyskland eller eventuellt Norge.

2 Långlivat kemiskt farligt avfall i Sverige

2.1 Kvicksilver och kvicksilverhaltigt avfall i Sverige

Sveriges innehav av kvicksilver och kvicksilverhaltigt avfall aktuellt för djupförvaring är inventerat och kartlagt i ett flertal rapporter av bl.a. Kemikalieinspektionen och Naturvårdsverket. Tabell 2.1 sammanfattar aktuella mängder för landet i ton avfall och dess innehåll av kvicksilver.

Tabell 2.1 Total mängd identifierat kvicksilverhaltigt avfall för deponering i djupförvar

Avfall med 0,1–1,0 % Hg	51 000 ton	300 ton Hg
Avfall med mer än 1,0 % Hg	15 000 ton	1 100 ton Hg
Avfall tillkommande	200 000 ton	20 ton Hg

Tabell 2.2 sammanfattar branscher med stora innehav av kvicksilveravfall. Som framgår av tabellen är de stora volymerna knutna till några få innehavare medan övriga mängder finns hos ett stort antal innehavare tex. kommuner, krematorier eller några få industrier.

Tabell 2.2 Branschsammanställning av mängder kvicksilverhaltigt avfall i Sverige med halter över 0,1 procent och därmed aktuellt för slutförvaring genom djupdeponering.

		Befintligt	Årligt	2005–2050
Avfallsföretag/ (SAKAB AB)	ton Hg	80*	0,2	8?
	ton avfall	900	50–100	800?
Smältverk Gruvor (Boliden AB)	ton Hg	605	20	?
	ton avfall	95 800**	400	?
Kemisk Industri (EKA Chemicals/ Hydro Polymers)	ton Hg	440	-	-
	ton avfall	440***	?	-
Övrigt	ton Hg	160		
	ton avfall	?		
"Dolt" lager i samhället	ton Hg	100		
	ton avfall	200		

* 50 ton kvicksilver i ursprungligen 1 800 ton avfall utgöres av batterier som tillhör staten och förvaltas av SAKAB.

** Härtill 17800 ton med 0,08–0,09 procent Hg.

*** Hærtill visst Hg-haltigt rivningsavfall som upparbetas och successivt borttransporteras.

Not.: Med avfall avses enl. EU varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. Detta oavsett om produkten betingar ett värde och går att avyttra på en marknad.

De stora volymerna av kvicksilverhaltigt avfall finns i förorenade jordar och byggnader vid industrier, i filtermassor vid massa- och pappersbruk m.fl. Innehållet av kvicksilver är dock ringa, halterna är låga och långt under 0,1 procent. I några fall vidtages åtgärder men med stor utspädningen är det ofta inte praktiskt möjligt och rimligt att åtgärda denna typ av avfall.

2.2 Annat långlivat kemiskt farligt avfall

Ett antal metaller utöver kvicksilver såsom kadmium, bly och halvmetallen arsenik är exempel på långlivat farligt avfall som kan vara aktuellt att deponera i undermarksförvar då de alltid kan innebära risker för hälsa och miljö. Avfall av denna typ uppkommer vid industriella processer till exempel gruv- och smältverksamhet, sprids till luften vid förbränning och ingår i produkter. Som fram-

går nedan gäller att mängderna långlivat kemiskt farligt avfall som kan samlas in och behöver deponeras är begränsade. En väl fungerande sortering, insamling och återanvändning innebär att även behoven av deponering i berg för "utfasningsmetallerna" bly och kadmium anses ringa. Å andra sidan kan noteras att Boliden Mineral AB avser att samdeponera avfall med innehåll av kvicksilver, kadmium, bly och arsenik under mark när väl en sådan djupdeponi är tillgänglig.

2.2.1 Kadmium

Huvuddelen av kadmium i samhället och den del som utgör störst risk för befolkningen finns i livsmedel och tobaksprodukter. Bland metaller som tillföres jordbruksmark intar kadmium en särställning.

Kadmium tillförs åkermark via atmosfäriska nedfall och handelsgödsel. Kadmium påverkar människan via de jordbruksprodukter som konsumeras. Trots att olika åtgärder i svenskt lantbruk har minskat tillförseln till åkermark ligger intag av kadmium via föda i nivå med de mängder som ger hälsorisker. Även om tillförseln inte ökar innebär situationen att åtgärder krävs för att ytterligare minska tillförsel såsom fortsatt användning av konstgödsel med låg halter av kadmium.

Kadmium i produkter som kan samlas in eller tas om hand på annat sätt finns främst i batterier samt vissa typer av färger. Cirka 1 000 ton kadmium är för närvarande i användning i Sverige. Använda batterier, främst nickel/kadmiumbatterier samlas i dag in och metallerna nickel och kadmium återvinnes. Återvunnet kadmium nyttjas vid tillverkning av nya industribatterier. Behovet för denna tillverkning överstiger återvunnet kadmium och årligen krävs inköp av ytterligare några hundra ton kadmium.

Situationen i Sverige med väl fungerande återanvändning och med huvuddelen av kadmium i diffus form i mark innebär dock att det – för överskådlig tid framåt – endast finns små mängder kadmium som kan vara aktuellt att permanent deponera i berggrunden. Förutsättningarna att säkert deponera kadmium är å andra sidan gynnsamma då metallen och dess föreningar relativt enkelt kan behandlas och stabiliseras till svårslutlig kemisk form som väl lämpar sig för permanent deponering.

2.2.2 Bly

Sverige har förhållandevis goda mineralförekomster som innehåller bly. Metallens föreningar finns därför naturligt och relativt frekvent i den svenska berggrunden. I Sverige används årligen cirka 25 000 ton bly och den totala mängden av bly i användning i landet har uppskattats till cirka 400 000 ton.

Huvudsaklig användning av dagens bly är för tillverkning av batterier. Tidigare användning i produkter elimineras successivt. I och med att bly ej längre tillsättes till bensin har halterna hos befolkningen i Sverige avsevärt minskat. Bly är en attraktiv metall och återvinningen av gamla batterier och annat bly i produkter fungerar väl.

Trots att bly utgör en s.k. utfasningsmetall som ska ersättas med mindre farliga produkter innebär svårigheterna att finna fullgoda ersättningar för blybatterier och väl fungerande återvinning att kravet på utfasning skjuts framåt i tiden.

Ur slutlagringssynpunkt innebär situationen att mängderna avfall från produkter med innehåll av bly kommer att vara begränsade för överskådlig tid framåt och främst utgöras av mindre mängder som ej låter sig återcirkuleras. De något större avfallsmängderna med bly från exempelvis smältverksprocesser tas omhand och deponeras vid verken, t.ex. Rönnskär.

2.2.3 Arsenik

Arsenik är en halvmetall som i Sverige ofta förekommer tillsammans med vissa sulfidmalmer. Risk för spridning av arseniken kan förekomma vid behandling av malmer i gruva och smältverk. Avfallet med innehåll av arsenik från dessa processer tas om hand vid verken.

I vissa områden med berggrund som innehåller höga halter av arsenik kan förekomst i grundvatten och jord utgöra en betydelsefull komponent i bakgrundsexponering. Förbränning av kol ger också upphov till spridning av arsenik. Arsenikföreningar användes som träimpregnering (dock i mindre omfattning än tidigare) och risk för spridning finns från ett stort antal träimpregneringsanläggningar runt om i Sverige.

Något uttalat behov att deponera avfall med arsenikinnehåll i undermarksförvar har ej kommit fram i utredningen.

2.2.4 Krom och nickel

I Sverige är krom och nickel innehållet främst kopplat till produkter och import av stålprodukter. Emissioner som kan vara tillgängliga till biosfären är ringa. Behovet att deponera avfall med innehåll av krom och nickel är litet.

2.3 Volymen kvicksilveravfall att deponera

Av tradition redovisas kvicksilveravfall och liknande avfall i ton och som halt i avfall. För behandling och slutförvaring av kvicksilverhaltigt avfall är det av väl så viktigt detaljerat redovisa avfallets volym, kemiska sammansättning och fysiska form.

Volymerna skiljer sig dock avsevärt beroende på hur kvicksilvret förekommer i avfallet.

Av avfallet i tabell 2.1 utgöres 450 av ton metalliskt kvicksilver med en volym på cirka 35 m³. Mängden avfall med höga halter av kvicksilver – oftast mellan 1–20 procent – har beräknats uppgå till drygt 14500 ton och dess volym kan uppskattas till cirka 10 000 m³.

Avfall med kvicksilverhalter mellan 0,1–1,0 procent är – cirka 51 000 ton – har betydligt större volym som kan uppskattas till 90 000–120 000 m³.

Erforderlig lagringsvolym för slutförvaring för existerande avfall med halter större än 0,1 procent kvicksilver – sammantaget cirka 1 500 ton kvicksilver – beror på typ av avfall och hur avfallet behandlas före deponering. Direkt deponering utan omfattande behandling kan kräva lagringsutrymme mellan 25 000 till 100 000 m³.

En kvalificerad behandling genom t.ex. upparbetning och kemisk stabilisering kan minska volymerna högst väsentligt. Efter en sådan behandling av allt avfall kan volymen hos avfallet uppskattas till mindre än 10 000 m³. Förpackning, stabilisering samt utrymme för tex. tekniska barriärer bedöms öka denna volym med 50–100 procent, upp till 20 000 m³.

2.4 Beskrivning av avfallssituationen för SAKAB AB, EKA Chemicals AB och Hydro Polymers AB samt Boliden Mineral AB

För att ge en realistisk uppfattning om mängd avfall och omfattningen av åtgärder som behöver vidtagas redovisas nedan situationen för de fyra största innehavarna av kvicksilveravfall. För SAKAB AB, EKA Chemicals AB och Hydro Polymers AB är de mängder och volymer som skall hanteras förhållandevis små.

SAKAB AB

Typer av avfall och kvicksilverinnehåll

Avfallstyperna som lagras på SAKAB och deras innehåll av kvicksilver varierar kraftigt och i flera fall är kvicksilverhalten inte känd, främst på grund av att innehållet är mycket inhomogent (exempelvis i instrument) eller att exakta haltanalyser inte behövde göras innan krav på djupförvar, med de gränsvärden det innebär, infördes. I dessa fall görs antaganden och uppskattningar av kvicksilverinnehållet /31/.

Exempel på kvicksilverhaltigt avfall som lagras på SAKAB är:

- Lampor, lysrör och lysrörspulver
- organiska och oorganiska kvicksilverlösningar
- andra kvicksilverföreningar
- bekämpningsmedel
- kontaminerade jordar
- instrument
- salter
- amalgam och ampuller från tandläkarmottagningar
- restprodukter från förbränning
- metalliskt kvicksilver

En stor mängd av avfallet är ospecificerat, där leverantören enbart angivit en övergripande definition av ett blandavfall där kvicksilvret varit det måttgivande. En förklaring till alla dessa osäkerheter är att till SAKAB levereras bland annat det ”värsta” avfallet som ingen annan kan eller vill ta hand om.

Efter införandet av krav på undermarksdeponering i lagen har SAKAB i möjligaste mån delat upp avfallsslagen i sådant som ska ner i djupförvar och sådant som kan omhändertas på annat sätt.

De avfallsslag med så låga halter kvicksilver att de inte behöver djupförvaras är främst kontaminerade jordar och i viss mån även stoft från krematorieugns rökgasrening, lysrörspulver och lågkontaminerat organiskt avfall som enligt befintligt tillstånd kan förbrännas i SAKAB:s förbränningsanläggning. Kontaminerade jordar och annat oorganiskt material med kvicksilverhalter över 0,1 procent kvicksilver kan tvättas för att kunna läggas på deponi eller återföras till ursprungsplatsen. På detta sätt koncentreras kvicksilvret och mängden till slutförvar reduceras.

Mängder och transporter

Den totala mängden kvicksilverhaltigt avfall i lager hos SAKAB, med en kvicksilverhalt över 0,1 procent, uppgår till knappt 900 ton. De största posterna utgörs av instrument (160 ton), oorganiskt material (jordar, kremkol mm) med upp till 3 000 ppm kvicksilver (150 ton), ospecificerat (105 ton), oorganiska kvicksilverföreningar (50 ton) och organiska kvicksilverföreningar (40 ton). Metalliskt kvicksilver utgör enbart 8 ton.

En omräkning av hur mycket metalliskt kvicksilver SAKAB:s avfallsmängder motsvarar ger cirka 25–30 ton. Då har enbart de avfallsslag inkluderats där en upparbetning skulle kunna vara möjlig. En stor mängd av avfallet kan dock slutförvaras i saltgruva i sitt nuvarande skick eller efter en viss konditionering. Om allt avfall, dvs. 900 ton, skulle transporteras till slutförvar i en saltgruva skulle detta innebära cirka 40 transporter.

Mängder som inte tillhör SAKAB

Upparbetningen av statens batterier pågår i SAKAB:s regi och beräknas vara avslutad årsskiftet 2008/09. SAKAB:s beräkningar visar att det kommer resultera i cirka 50 ton metalliskt kvicksilver som ägs av den svenska staten med Naturvårdsverket som huvudman.

SAKAB har också kvicksilverhaltigt avfall hos Akzo Nobel i Skoghall. En byggnad för kloralkalitillverkning skall nu saneras.

Skoghall planerar att riva den gamla cellbyggnaden men för att detta ska bli möjligt måste cirka 240 ton avfall i 950 fat tas om hand. Faten uppfyller kraven för deponering i djupförvar i saltgruva i Tyskland. Mängden avfall motsvara cirka 12 leveranser till Tyskland.

EKA Chemicals AB samt Hydro Polymers AB

Vid EKA Chemicals AB anläggning i Bohus finns 220 ton kvicksilveravfall som förvaras i cirka 80 stålbehållare med 170 l volym. Härtill uppkommer successivt vissa ytterligare mängder kvicksilver, motsvarande som högst 40 behållare från behandling av höghaltigt processavfall vid SAKAB. Vid EKA Chemicals AB finns även kvicksilverhaltig jord och rivningsmassor som normalt kan borttransporteras och läggas på traditionell deponi.

Vid Hydro Polymers anläggning i Stenungsund finns cirka 230 ton kvicksilver som i dag användes i företagets processer. Verksamhet där kvicksilver ingår kommer att avvecklas de närmaste åren. Det innebär att företaget får ett överskott på 16 m³ kvicksilver som då kommer att förvaras i cirka 80 behållare av stål.

Bolidens Mineral AB

De volymmässigt största avfallen som genereras på Rönnskär är slagg som bildas vid kopparsmältningen respektive blysmältningen. Eftersom dessa avfall ej är aktuella för djupdeponering kommer de endast att nämnas i förbigående i denna rapport. Redovisningen koncentreras på de övriga typer av avfall som innehåller kvicksilver eller i övrigt är klassade som farliga avfall och omfattas av Rönnskärs deponeringsstrategi.

Processavfall uppstår i smältverket på grund av att malmer och smältmaterial i varierande grad innehåller föroreningar som t.ex. As, Cd, Hg, Sb och Bi. I reningsprocesserna avskiljs föroreningarna som deponiavfall i form av stoft eller slam. Cirka 8 000 ton processavfall uppkommer årligen och lagras på industriområdet, varav 5 procent har en kvicksilverhalt över 1 procent. Totalt finns lagrat drygt 250 000 ton processavfall, klassat som farligt, varav cirka 7 000 ton med Hg-halt 1–10 procent samt 51 000 ton med

Hg-halt 0,1–1 procent, varav 25 000 ton med Hg-halt cirka 0,1 procent.

Mängder, metallinnehåll och lagringsplatser för avfallen, exkl. koppar- och blyslag, redovisas i tabell 2.3 nedan. Detaljerad redovisning lämnas i bilaga 2.

Tabell 2.3 Fallande och historiska processavfall som lagras på Rönnskär

Processavfall som genererats t.o.m. 2006

Material	Lagrad mängd ton torrvikt	Typanalyser (%)						Deponi- klass*
		Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd	
F1-stoft	77 503	0,3	17	42	1	<0,01	0,4	1
K1-stoft	60 036	1	14	28	1	<0,01	1,4	1
Rostugnsstoft fr.o.m. –94	4 893	13	1,1	1,3	6	5	0,004	1
Gasreningsslam	2 887	4	2	40	1,2	3	0,08	1
Aktivt kol	944	0,04	-	0	0,2	4	<0,01	1
Selenfiltermassa	109	-	-	-	0,1	3		1
Kalkslam fr. reningsverk	58 668	0,01	0,8	0,02	0,04	0,002	0,002	2
SUMMA	146 372							

Äldre restprodukter/processavfall från tidigare produktion

Material	Lagrad mängd ton torrvikt	Typanalyser (%)						Deponi- klass*
		Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd	
Blykaldoslam	20 000	0,6	9	13	4	0,01	2	1
Vätverksslam (torrt)	13 600	3	0,6	6,5	24	0,45	0,04	1
Kalkslam fr. arsenikverk	10 700	0,7	0,3	1,3	45	0,08	0,01	1
Selenrostgods	7 100	2	1	8	5	0,09	0,06	1
Rostugnsstoft 1975–93	1 270	0,1	0,002	0,02	70	0,1	0,001	1
Rostugnsstoft före 1975	3 100	6	3	4	17	0,8	0,02	1
Sulfidslam	25 000	3	10	6	20	0,3	0,6	1
Vätverksslam (vått)	4 000	4	1,3	3	28	0,8	0,01	1
V-selen slam	70	0,3	0,1	1,5	39	7	0,003	1
Slam från östra dammen	22 800	1,3	5,4	4,5	5	0,1	0,9	1
SUMMA	107 640							

Deponiklass 1 motsvarar s.k. "farligt avfall".

Deponiklass 2 motsvarar s.k. "icke farligt avfall".

3 Behandling av avfall före deponering

3.1 Allmänt – krav på behandling av avfall

Enligt gällande förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall får normalt endast avfall som *behandlats* deponeras. Behandlingen syftar till att avfallet dels ska kunna hanteras och transporteras på ett säkert sätt, dels vara lämpligt att deponera och då ofta ges sådan form att avfallet i sig bidra till säkerheten

Med behandling avses användning av ett flertal olika metoder inklusive sortering så att mängd och farlighet minskar eller hantering och återvinning underlättas. Kravet gäller dock icke s.k. inert avfall eller förhållanden där behandling av avfallet ej bidrar till minskade risker.

Frågor kring behandling av och lämplig fysisk och kemisk form för kvicksilveravfall har ingående analyserats i mycket omfattande utredningsmaterial som finns hos myndigheter och utgör bl.a. grund för dagens lagstiftning. Materialet utgör en viktig grund för det praktiska arbete som nu erfordras för att nå en bra och säker deponering.

I Naturvårdsverkets rapport "Kvicksilverhaltigt avfall i Sverige – inventering, karakterisering och prioritering" /22/ och andra rapporter diskuteras allmänna kriterier av betydelse för deponering såsom halter, kemiska, fysikaliska och toxiska egenskaper, arbetsmiljökrav samt vägar att identifiera behov av förbehandling

Behandling av farligt avfall med halter av kvicksilver eller liknande avfall sker i dag vid de svenska insamlings- eller återvinningsanläggningarna och i några fall i internationellt samarbete. Det handlar oftast om att sortera och separera det farliga avfallet från andra produkter för att minimera volymerna att deponera. Efter sådan behandling kan visst avfall läggas på deponi eller förpackas vanligen i fat, "storsäck" eller containrar. Behandling av kvicksilver-

förorenad mark, upparbetning av batterier samt avveckling av vissa industriprocesser eller produkter leder ofta till att man får metalliskt kvicksilver i sin flytande form som en avfallsprodukt och som behöver tas om hand.

För deponering av avfall från slamavskiljning, rökgasstoft etc. kan en fysisk stabilisering genom ingjutning i lämpligt material t.ex. slaggcement ge avfallet en lämplig form för hantering och deponering samtidigt som möjligheten att frigöra farliga ämnen efter deponering kraftigt minskas.

Arbetsmiljösynpunkter spelar stor roll när det gäller behandling av avfall. Processerna får inte leda till större exponeringar och utsläpp. För att nå en god arbetsmiljö bör man eftersträva en behandling som leder till att produkterna säkert och effektivt kan hanteras och deponeras och samtidigt ge dem en kemisk form som är stabilt beständig under mycket långa tider.

Önskad stabilitet för låg lakbarhet och löslighet kan nås genom kemisk eller fysisk stabilisering t.ex. genom att avfallet ingjutes i en matris.

För långlivat farligt avfall är olika behandlingsmetoder som bidrar till att avfallet ges en och kemisk svårlöslig och fysiskt stabil form som hindrar att cirkulerande grundvatten löser ut farliga ämnen särskilt viktigt. Den lämpliga fysiska och kemiska formen för det kvicksilverhaltiga avfall som är aktuellt för permanent deponering är olika för rent eller uppblandat metalliskt kvicksilver, för olika kvicksilverföreningar eller mineraler med kvicksilverinnehåll. Kraven är också olika för förvaring under torra förhållanden såsom i saltgruvor och under grundvatten vilket efter försegling av djupdeponin är aktuellt vid djupförvaring i svensk berggrund.

Som framgår nedan bör kvicksilverhaltigt avfall ämnat för djup geologisk deponering – efter sortering och ev. upparbetning – i första hand överföras till kvicksilversulfid eller till kopparamalgam även om andra kemiska och fysiska former kan vara tänkbara.

3.2 Behandling av kvicksilveravfall i flytande form

Gällande krav på behandling av avfall före deponering innebär att kvicksilver i metallisk och flytande form måste ges en stabiliserande behandling för att kunna deponeras. Tekniken för att stabilisera flytande kvicksilver är sålunda en *nyckelfråga* för att praktiskt

kunna genomföra deponering av viktiga delar av det svenska kvicksilveravfallet. För detta finns endast småskalig teknik som måste vidareutvecklas och demonstreras i industriell skala. Förutsättningarna för detta bedöms gynnsamma av den berörda industrin eftersom det finns kunskap och goda erfarenheter från den småskaliga verksamheten.

En huvudmöjlighet som är under utveckling innebär att man förändrar den kemiska formen hos det existerande avfallet till fysiskt och kemiskt stabila produkter i form av svårslösliga sulfider. Teoretiskt skulle man även kunna tänka sig en behandling som leder till kvicksilverselenid men det torde vara svårt att motivera de höga kostnaderna, åtminstone för större volymer. Fördelarna vid deponering av kvicksilveravfall i form av sulfid har ingående behandlats i Naturvårdsverkets utredningar /21/ och forskningsrapporter /29/.

För metalliskt kvicksilver finns vid sidan av "sulfid-metoden" möjligheter att fysiskt och kemiskt stabilisera kvicksilvret genom s.k. amalgamering, i första hand med koppar. Kopparamalgam med cirka 27 procent koppar har utnyttjats som tandfyllning men bedömts sämre för ändamålet än silveramalgam. Däremot bedöms en sådan i dag kostsam behandling av metalliskt kvicksilver i avfall uppfylla höga krav vid deponering.

3.3 Befintlig och ny teknik för stabilisering av kvicksilver

För att fullt ut kunna slutförvara kvicksilver i undermarksförvar är det nödvändigt att behandla kvicksilver i flytande form så att det blir svårslösligt och stabilt.

Grundläggande kunskaper och erfarenhet av teknik i utvecklingsskala finns sedan något decennium men utveckling av tekniken för att kunna hantera större volymer har hittills varit begränsad. Sådan teknik har hittills ej varit efterfrågad, möjligen med undantag för delprocessen för upparbetning av kvicksilver i batterier.

Idag sker dock forskning och andra satsningar för att i industriell skala utveckla kemiska behandlingsprocesser för att tillföra svavel till kvicksilvret och därigenom successivt bilda fasta och alltmer svårslösliga produkter. Den önskvärda slutprodukten är att helt återföra kvicksilvret till den sulfidform kvicksilvret förekommer i jordskorpan, nämligen som, cinnober /30, 32/.

Erfarenheterna från småskaliga verksamheter och översiktlig analys av nödvändiga processer tyder på att det bör vara möjligt att ta fram anläggningar med god arbetsmiljö, praktiskt taget inga utsläpp och som ger önskade slutprodukter. /24/

Detta bekräftas av bl.a. SAKAB AB som till utredningen uttalat /31/:

att det kommer finnas en teknik tillgänglig inom en inte alltför avlägsen framtid. Kunskap om storskalig hantering av kvicksilver finns fortfarande kvar inom den svenska kloralkaliindustrin och SAKAB har lång erfarenhet av hantering, upparbetning, stabilisering/solidifiering av kvicksilveravfall och bedriver sedan flera år utveckling kring kemisk stabilisering av flytande kvicksilver med svavel.

Ovanstående demonstrerar tydligt att den springande punkten för önskvärd utveckling mot permanent förvaring är därför inte om det kommer att finnas en fungerande teknik utan, vilka krav lagstiftaren kommer att ställa. Anledningen till att utvecklingen ännu inte drivits med emfas är att efterfrågan på teknikutveckling fortfarande är osäker. Många politiska beslut och förslag har pekat i riktningen att stabilisering av flytande kvicksilver inte kommer att bli nödvändig.

Vid utveckling av en stabiliseringsteknik är det viktigt att veta vilken typ av djupförvar som produkten är avsedd för. För det svenska kvicksilverhaltiga avfallet ser SAKAB i dagsläget tre alternativ; – saltgruva, kristallin berggrund eller kalkstensbrott – som ställer olika krav på kemiska och fysikaliska egenskaper hos den stabiliserade slutprodukten och påverkar därmed processen för stabilisering.

Deponering i saltformationer har lägst krav på låg löslighet eftersom det praktiskt taget inte föreligger någon risk för lakning. Deponering i svenskt urberg innebär att grundvattnet kommer i kontakt med den stabiliserade kvicksilverprodukten med krav på att avfallet har en näst intill olöslig form som står emot lakning. Kravet för slutförvaring i kalkbrott bedöms ligga någonstans däremellan.

3.4 Direkt deponering av metalliskt kvicksilver

En alternativ möjlighet att ta hand om flytande kvicksilveravfall som föreslagits i EU-kommissionens förslag till ny förordning /11/ är att tillåta deponering under mark av stålbehållare fyllda med kvicksilver i dess flytande form. EU-kommissionen hävdar att

säkerheten efter omsorgsfull deponering kommer att vara tillräcklig.

Detta alternativ ger uppenbart inga säkerhetsmässiga fördelar eftersom förfarandet begränsar möjligheterna som finns hos stabiliserat avfall att på ett robust sätt ta hand om kvicksilvrets stora förmåga att avdunsta eller att sprida sig i omgivningen. Jag har inte kunnat finna välgjorda säkerhetsanalyser som styrker att säkerhetsmarginalerna motsvarar vad som kan uppnås med stabiliserat kvicksilver.

Vid sidan av att det krävs en lagändring för att tillåta deponering av visst flytande avfall bedöms en sådan teknik med dagens kunskapsläge innebära en rad nackdelar när det gäller att hantera, transportera och redovisa säkerhet. Jag anser också att förfarandet kan ge problem bland en skeptisk allmänhet, inom vetenskapliga kretsar och för beslutsfattare när det gäller att förtroendefullt informera om och besluta om förvaringen.

Vidare kan jag konstatera, att en utebliven stabiliserande behandling innebär – i strid med ambitionerna bakom ett exportförbud för kvicksilver ut ur EU – att man underlättar för ett återförande av kvicksilvret till marknaden.

Ovanstående utesluter inte att framtida forskning och kunskapsutveckling kan visa att direkt deponering av kvicksilver kan kombineras med höga krav på säkerhet. Deponering i mäktiga och djupt belägna formationer av bergsalt omgivna av lersediment möjliggör en praktiskt taget torr deponering som garanteras av en massiv geologisk barriär. Denna extra säkerhet kan kompensera för de risker utebliven stabilisering innebär när avfallet är väl deponerat och anläggningen förseglats. I bilaga 3 analyseras vissa risker för deponerat flytande kvicksilver kopplat till olika scenarier för förändringar i saltformationer. Även om sannolikheten för att scenarierna realiseras är ytterst liten, måste de noggrant studeras i en gedigen säkerhetsredovisning. Med hänsyn till de allvarliga konsekvenserna av ett läckage måste säkerheten demonstreras för varje plats där lagring av kvicksilver i sin flytande form övervägs.

Även deponering av stabiliserat avfall ställer krav, halten kvicksilver i den stabiliserade produkten är långt högre – över 50 procent – än halterna i det avfall som normalt hittills deponerats under mark.

De större riskerna i driftsskedet finns dock kvar. Konsekvenserna av olyckor vid hantering och deponering är betydligt allvarligare för flytande kvicksilveravfall än stabiliserat material.

För att överväga en praktisk tillämpning anser jag sammanfattningsvis att det är det nödvändigt att det i underlaget för tillstånd att deponera ingår välgjorda säkerhetsanalyser som visar att säkerhetsmarginalerna motsvarar vad som kan uppnås med stabiliserat kvicksilver deponerat i stabila geologiska och djupa formationer.

3.5 Forskning och teknikutveckling

Baserat på resultaten av forskningen vid Örebro universitet och egen forskning håller SAKAB på att vidareutveckla teknik och process för kemisk stabilisering av flytande kvicksilver med svavel /29, 30/.

Arbetet är inriktat på att kemiskt optimera processen att blanda kvicksilver och svavel i en för mineraliseringsprocessen gynnsam miljö till kristallint pulver med en sammansättning och egenskaper som överensstämmer med stabilt cinnober och som kan passa alla typer av djupförvar. Arbetet omfattar även tekniken och processutrustning för blandning och utformning av slutförvaringskärl.

Ett liknande utvecklingsarbete bedrivs av företaget Emcoplate AB som arbetar med metoder och utrustning för att effektivt och miljömässigt stabilisera flytande kvicksilveravfall på lämpligt sätt för deponering. /32/

4 Metoder för en säker slutförvaring över mycket långa tider

4.1 Säkerhetsprinciper

Vid deponering av farligt och långlivat avfall i ett undermarksförvar skapas säkerheten genom en kombination av tekniska och naturliga barriärer. De tekniska barriärerna kan vara stabilisering av avfallet i svårlöslig form och buffertar i deponeringsutrymmet genom in-gjutning i t.ex. aska eller att avfallet packats in mellan tätskikt ("lining") med hjälp av en lämplig lera. De naturliga geologiska barriären ger en stabil och skyddande miljö. Den begränsar det grundvatten som kan nå deponin och fördröjer möjligheter för eventuellt farliga ämnen att nå omgivningen. Den geologiska barriärens funktion beror av bergets egenskaper, hydrologi (vattenförling) och rådande grundvattenkemi.

Grundläggande utgångspunkter

- Att deponeringsmetod och anläggningens lokalisering och utformning ska vara sådan att ett eventuellt litet läckage endast kan orsaka små tillägg till de naturligen förekommande halterna i mark, vatten och luft.
- Att säkerheten skall kunna upprätthållas under mycket långa tider, i princip skall deponeringen kunna betraktas som "alltid säker".
- Att säkerheten för hälsa och miljö skall visas genom plats-specifika säkerhetsanalyser.

Utöver ovanstående geologiskt relaterade krav bör följande tekniska och allmänna krav uppfyllas:

- Bördor ska ej läggas på kommande generationer för att upprätthålla skyddsnivån. Detta förutsätter att säkerheten bygger på passiva system. Efter försegling ska det vara möjligt att fritt använda marken ovanför. Dokumentation om anläggningens lokalisering, tekniska utformning och innehåll bör dock bevaras på säkert sätt.
- Anläggningen skall lokaliseras och utformas så att oavsiktliga intrång i deponin så långt som möjligt förhindras. I linje med detta skall den del av berggrunden som omger förvaret bedömas vara ointressant att exploateras för andra ändamål t.ex. metallutvinning.
- Konsekvenser av drastiska händelser som t.ex. jordbävning skall bedömas vara acceptabla för metod och anläggning.
- Säkerhetsanalyser kräver att berggrunden är geologiskt väldokumenterad. Det är därför önskvärt – för att erhålla relevanta data – att välja en plats där det är möjligt att på ett bra sätt undersöka bergområdet kring förvaret.
- Det är önskvärt att djupförvaret lokaliseras på ett rationellt sätt med hänsyn till transporter av avfall och industriets etableringar och utveckling på lokaliseringsorten.

4.2 Utformning av undermarksförvar

För att skapa önskade bestående förhållanden som ej behöver åtgärdas kan man principiellt tänka sig att dagens ”ytdeponier” flyttas ner i stabil berggrund. I en gynnsam geologi kan en anläggning placerad på några få tiotals meters djup ge möjlighet att dra nytta av en geologisk barriär som är väl skyddad från drastiska förändringar i framtiden såsom landhöjningar, klimatförändringar och istider. En placering på mer än 100–200 m djup innebär dock att man kan undvika ytlig uppsprickning i de flesta topografier och dra nytta av att grundvattnet har lågt innehåll av fritt syre.

Det krävs inga stora anläggningar med hög kapacitet. Ur bergbyggnadssynpunkt handlar det om en ganska enkel och okomplicerad anläggning. Särskilt som den – vilket förutsättes – skall byggas i ett tätt och bra berg.

För att möjliggöra deponering i ett geologiskt djupförvar krävs att man har tillgång till ovanjordsanläggningar med mottagningsstation och erforderlig infrastruktur samt berganläggningar med schakt eller ramp ner till vald deponeringsnivå och till rum eller tunnlar för deponering.

Anläggningarna måste dock medge kontrollerad mottagning samt därefter nedtransport av förpackat avfall till deponeringstunnlar på 200–500 m djup. En sådan anläggning kräver kvalificerade system för ventilation, länshållning samt säkerhetssystem inklusive kommunikation. Utöver nämnda anläggningar behövs anläggningar för att tillverka barriärmaterial eller material för dränering och återfyllning av deponeringsutrymmen exempelvis med lera (bentonit), aska m.fl.

Behoven av berg och mark är måttliga. Ett djupförvar för övrigt svenskt kvicksilverhaltigt avfall i Mellansverige kräver uppskattningsvis en lämplig bergkropp för själva förvaret på 200–300 m längd och bredd samt markutrymmen för industrianläggningar på cirka 50 000–100 000 m².

Beroende på behandling före deponering krävs rum eller tunnlar med en volym på mellan 25 000 till 100 000 m³, se bilaga 4. Detta kräver för deponeringen från två till tre upp till tio tunnlar om 200 m med 50 m² area. I tunnarna placerar man avfallet förpackat i fat, betongkokiller eller containrar som inför förslutning omges med tätande barriärmaterial t.ex. lera eller viss aska. För allt avfall vid Rönnskärs smältverk med relativt stor volym beräknar Boliden Mineral AB i sina planer för en djupdepå i berg att bygga förvaringsrum på cirka 300 000 m³ för bolagets totala farliga avfall, se bilaga 2.

4.3 Lokalisering

Djupförvaring av kvicksilver och liknande avfall kräver ingen stor industrianläggning. Man har därför diskuterat möjligheterna att samlokalisera djupförvaret med annan underjordsverksamhet såsom gruvor och berganläggningar. Befintliga anläggningar på 300–400 m djup utgörs främst av gruvor medan de flesta berganläggningarna i Sverige är ytligare belägna, vanligen på 50–150 m djup.

Gruvor

Det kan vara fördelaktigt att utnyttja en nedlagd gruva eller möjligen ännu bättre kombinera pågående gruvbrytning och deponering så att man kan ömsesidigt dra nytta av nödvändig infrastruktur i form av arbetskraft, transporter samt ventilation och länshållning.

Nackdelen med många gruvor är att malmen har bildats på grund av förhållanden som även resulterat i sprickzoner och komplicerad geologi, vilket är geologiskt och tekniskt olämpligt för ett djupförvar.

Tunnlar och rum i gruvor kan också vara olämpliga eftersom de ofta finns i närheten av brytvärda formationer. Sveriges Geologiska undersöknings genomgång, bilaga 6 av svenska gruvor visar dock att det finns gruvor med homogena bergförhållanden eller där man förhållandevis lätt kan nå ofyndigt sidoberg helt skilt från gruvverksamheten.

En förvaringsanläggning som byggs genom att från schaktet i en gruva driva tunnlar i sidoberget och där spränga ut rum för deponering på exempelvis 400 m djup kan ge en permanent förvaring av farligt avfall med stora säkerhetsmarginaler.

Som redovisas i kapitel 10 och i bilaga 2 planerar Boliden Mineral AB i dag för att bygga en djupdeponi i anslutning till en av företagets blivande gruvor, Åkulla Östra.

Tanken att utnyttja en tidigare gruva har utretts av Naturvårdsverket i en konceptstudie i början av 1990-talet. Möjligheterna att anordna en djupdeponi i berg i tidigare Stripa järnmalmgruva analyserades. Konceptet prövades vidare i slutet av 1990-talet av Stripa Mine service AB.

Avsikten var att utnyttja ett befintligt tunnelsystem som SKB sprängt i gruvans granitiska och homogena sidoberg för att belysa vissa forskningsfrågor kring förvaring av radioaktivt avfall.

Att samlokalisera ett undermarksförvar med en pågående gruvverksamhet på det sätt som Boliden Mineral AB planerar bedömer jag vara ett tekniskt relativt enkelt sätt att genomföra en permanent deponering på djupet. Lösningen har samtidigt förutsättningar att bli förhållandevis kostnadseffektiv. För att bygga ett undermarksförvar i Mellansveriges är det väl motiverat att undersöka förutsättningarna vid befintliga gruvor i drift.

Saltgruvor

Deponering av långlivat kemiskt avfall såsom kvicksilveravfall sker i Tyskland i utbrutna rum i djupt belägna formationer av bergsalt i saltgruvor. Då saltet brutits genom rum- och pelarbrytning har gruvorna mycket stora och lämpliga utrymmen för deponering. Behandlat avfall av alla kategorier deponeras i utbrutna rum samtidigt som brytning av bergsalt sker i andra delar av gruvan. För närvarande är tre sådana anläggningar i drift sedan 1970-talet. Den sammanlagda årliga kapaciteten för deponering är drygt cirka 250 000 ton; den totala tillgängliga volymen är över 4 miljoner m³.

Verksamheten i Tyskland innebär att de tyska företagen har den mest omfattande erfarenheten av att deponera farligt avfall i undermarksförvar inom EU.

Befintliga berganläggningar

Sverige har ett mycket stort antal nedlagda bergrum, som tidigare använts för lagring av olja och för försvarsändamål. Dessa anläggningar är ofta belägna i berg av god kvalitet. Rummen för dessa anläggningar ligger normalt förhållandevis ytligt med nedre tunnel-system cirka 100 m under markytan.

Att okritiskt och direkt utnyttja utsprängda utrymmen i en sådan anläggning är mindre lämpligt av flera skäl. Tekniskt sett kan en sådan förvaring komma att hamna i ett mellanläge mellan yt- och djupförvar när det gäller högre frekvens av ytsprickor, närvaro av fritt syre etc.

Nackdelen med att placera en deponi i berg på relativt ringa djup – 100–150 m – är att transportvägarna genom berget för strömmande vatten genom berggrunden från deponin till omgivningen blir kortare och att grundvattnet kan innehålla högre halt av fritt syre. Dessa problem kan undvikas om man väljer att fördjupa den befintliga anläggningen genom att från befintliga nedre tunnel-system driva ramp och tunnlar ner till större djup och på cirka 300–400 m djup under markytan under det tidigare oljelagret spränga ut undermarksförvaret.

En sådan placering innebär också att avfallet omges av en massiv geologisk barriär fri från ytliga bergets spricksystem samt att förvaringen kan ske under förhållanden där avfallet endast expo-

neras för grundvatten utan fritt syre, vilket i sin tur kraftigt begränsar möjlig upplösning av farliga substanser ur avfallet.

Som redovisas i kapitel 10 och bilaga 4 kan man vinna stora bergtekniska och kostnadsmässiga fördelar när det gäller att bygga anläggningen och erforderliga hjälpsystem genom att utgå från och ta tillvara en befintlig berganläggning.

Av sammanställningen i bilaga 6 av Sveriges Geologiska undersökning (SGU) framgår att det torde finnas ett relativt stort antal platser vid befintliga och i dag ej utnyttjade berganläggningar med förhållanden som är gynnsamma för ett undermarksförvar för långlivat farligt avfall. Vid flera av dessa kan utmärkt fysiskt och mekaniskt skydd kombineras med bra recipient förhållanden och tillgång till lämplig industriell infrastruktur.

Nyetablering av undermarksförvar

Att etablera och nyanlägga ett djupförvar med erforderliga anordningar är ett alternativ som kan ge tekniskt optimala förutsättningar för ett djupförvar. Det svenska urbergets goda egenskaper ger stor frihet att lokalisera en anläggning.

Kostnaderna blir dock mycket högre än om lokaliseringen sker till en befintlig eller tidigare nyttjad berganläggning. Kostnader kan i någon mån komma att kompenseras av ändamålsenlig utformning av djupförvaret och att förvaret kan placeras på bästa sätt med hänsyn till transporter och övrig infrastruktur. I bilaga 2 illustreras detta av Boliden Mineral AB för skisserad anläggning vid Rönnskär som andraalternativ till företagets huvudförslag vid gruvan Åkulla Östra.

En annan fördel med en ny verksamhet är att man på ett bättre sätt kan dokumentera utgångsläget och på ett tydligare sätt hantera frågorna som rör miljöansvaret. Samtidigt innebär de små avfallsvolymer att ett helt separat och nyetablerat djupförvar blir relativt dyrt eftersom det helt ut måste bära alla kostnader för tekniska infrastrukturen såsom schakt till förvarsdjup, hissar, pumpar, ventilation m.m.

Befintliga dagbrott

Genom att utnyttja dagbrott och andra djupa schakter nära markytan kan avfall deponeras på ett sätt som kan vara väl skyddat även över långa tider. En deponi för kvicksilverhaltigt och annat långlivat farligt avfall finns i dag i drift i Norge. Som framgår av kapitel 10 och bilaga 3 deponeras behandlat och stabiliserat avfall i ett djupt och utbrutet dagbrott för kalksten beläget på en ö i Oslofjorden.

En deponi i ytliga berget ger ej samma skydd som en djupt belägen berganläggning. Å andra sidan är säkerhet och isolering betydligt större än i markförlagda deponier.

Analysen i bilaga 3 visar att man kan räkna med en hög långsiktig säkerhet för anläggningen i det fall stabiliserat avfall placerats i dagbrottets djupa delar. Bidragande till säkerheten är kalkstensgeologin med små grundvattenflöden i berget och att utspädningspotentialen i recipienten är mycket stor.

5 Buffert och tekniska barriärer

Vid sidan av att behandla avfallet så att det får en stabil fysisk och kemisk form har olika tekniska barriärer kring avfallet stor betydelse för att öka undermarksdeponins säkerhetsmarginaler.

För att minska möjligheterna att strömmande vatten i berggrunden för ut farliga ämnen kan förvaringsrummen förses med tätande skikt med liten vattengenomsläpplighet som bäddar in och omger avfallet. Sådana skikt av t.ex. en lämplig lera kan även hindra att vatten utifrån kan strömma igenom avfallet och därigenom bidra till att lösa ut farliga produkter ur avfallet. I bilaga 5 har de tekniska möjligheterna att – främst med olika lermaterial – förse bergrum med tätande skikt, att bädda in avfallet i vattentät lera samt att plugga och försegla anläggningen analyserats. Slutsatsen är att det tekniskt sätt finns mycket goda möjligheter att åstadkomma en barriär som hindrar grundvatten att nå avfallet och som samtidigt förhindrar eller fördröjer farliga ämnen att nå omgivningen.

En alternativ teknik som nu diskuteras av Boliden Mineral AB i bilaga 2 och förutsatts i analysen i bilaga 4 är att blanda avfallet med t.ex. en lämplig flygaska från förbränning. Blandat med avfallet och efter tillsats av vatten kan man räkna med att avfallet bildar en stabil och vattentät produkt.

6 Deponering, försegling och övervakning

Hantering och transport av väl förpackat och lämpligt behandlat avfall är inte särskilt komplicerat och kan ske på etablerade sätt. Ej heller krävs särskilda arrangemang för transport ned till ett djupförvar eller deponering. Förpackningar och metodik kan anpassas till befintliga system tex. i en gruva. Då volymerna är relativt små kan man nöja sig med system med ringa måttlig transportkapacitet. I bilaga 2 och 4 illustreras det praktiska förfarandet vid deponering.

Avslutning, efterbehandling och försegling

Säkerhetsprinciperna för djupdeponi i berg bygger på att man skall kunna avsluta övervakning och mätningar och lämna anläggningen när väl deponeringen är slutförd och rummen förseglade.

Förvaringsrummen och vissa delar av transporttunnlar fylls helt med lämpligt vattentätt material och i övrigt vattenfylls successivt tillfartstunnlar på sätt som tillämpas för gruvor och berganläggningar.

7 Säkerhet och miljöpåverkan

7.1 Säkerhetsanalys

Vid deponering av farligt och långlivat avfall i ett undermarksförvar *skapas säkerheten* genom en kombination av tekniska och naturliga barriärer. De tekniska barriärerna kan vara stabilisering av avfallet i svårlöst form och buffertar i deponeringsutrymmet genom ingjutning eller inpackning och med hjälp s.k. lining. Materialen för detta som visat sig vara lämplig kan vara en lera eller aska. Det omgivande bergets naturliga geologiska barriärer ger en stabil miljö som skyddar mot externa krafter. En placering av förvaringen i ett massivt berg med få sprickor innebär lågt flöde av vatten genom berget och begränsar därigenom de mängder av farliga ämnen som via grundvattnet transporteras till en recipienterna i omgivningen. Den geologiska barriärens funktion och effektivitet beror av bergets egenskaper, hydrologi (vattenföring) och den rådande grundvattenkemin. Ytterligare riskreduktion erhålles om man kan säkerställa att ev. utflöde sker i en recipient med stor utspädningspotential.

Undermarksförvaring i djupa geologiska formationer ger möjlighet till skydd mot mekanisk påverkan samt en deponering under förhållanden som inte kommer att förändras under långa tider. Rådande stabila förhållanden djupt nere i berget innebär att resultaten från observationer och mätningar som kan utföras i dag kan extrapoleras och användas för att prediktera konsekvenser långt in i framtiden. Forskning och undersökningar för radioaktivt avfall visar att en djupdeponi i berg kan om den placeras på lämpligt djup i stabila geologiska formationer förbli opåverkat av ändrat klimat, landhöjningar och istider /33/.

Att undermarksförvaret för långlivat kemiskt farligt avfall uppfyller kravet på långsiktig säkerhet prövas med hjälp av en säkerhetsanalys, som beskriver förvarets begynnelsestillstånd och kart-

lägger tänkbara förändringar på lång sikt. Utifrån dessa förutsättningar beskriver analysen sedan konsekvenserna för människa och miljö. För långlivat farligt avfall är det viktigt att beräkna frigörelse av kvicksilver efter mycket lång tid och för framtida scenarios med väsentligt ändrade förhållanden på markytan.

Det finns i dag vetenskapligt väl genomarbetade analysmodeller för att på ett systematiskt sätt genomföra utsläppsberäkningar. Generiska beräkningar baserade på aktuella avfallstyper och representativa data för svensk berggrund har genomförts i tidigare utredningar /23/. Resultaten bekräftar att djupförvaring av stabiliserat kvicksilveravfall kan ske med mycket små utsläpp. De visar även att det går att säkerställa att högt ställda krav uppfylls på mycket små utsläpp till sjöar eller brunnar med dricksvatten.

I bilaga 4 har potentiella utsläpp översiktligt uppskattats för ett undermarksförvar i kristallin berggrund och i bilaga 2 illustreras förhållandena vid en djupdeponi i en gruva. Resultaten indikerar att en permanent deponering i undermarksförvar har goda förutsättningar att uppfylla högt ställda krav på isolering och synnerligen små utsläpp.

7.2 Miljökrav

Djupförvaret och vald metod för deponering skall säkerställa att läckaget av kvicksilver blir mycket litet och endast kan orsaka små tillägg till naturligt förekommande halter i mark, vatten och luft.

7.2.1 Krav i lagstiftning

Allmänna och grundläggande krav för att ta emot och deponera avfall är stipulerade i EG:s direktiv 1999/31/EG. I detta anges kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid avfallsdeponi samt behandlas frågor som rör deponering av farligt avfall i djupförvar. Fastställda detaljerade krav i anslutning till direktivet finns som bilaga i EU:s rådsbeslut 203/33/EG, Bilaga A "Säkerhetsbedömning för mottagning av avfall för underjordsförvar". Den behandlar frågor som rör såväl mottagning som utformning och säkerhetsanalys för ett undermarksförvar. Direktivet anger att riskbedömningen skall redovisa bl.a. den potentiella faran med avfallet, att den omgivande miljön och vägar att nå biosfären ska

definieras och att effekter av ev. utsläpp i de fall de når biosfären skall redovisas.

Kraven i EU:s lagstiftning finns inarbetade i den svensk lagstiftningen i förordning 2001:512 "Om deponering av avfall i Sverige" samt Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10. Dock är inte bilagan i rådsbeslutet implementerat i den svenska lagstiftningen vilket skapar osäkerhet när det gäller vilka kriterier som skall tillämpas för avfallsdeponering under mark.

Viktiga faktorer för säkerhetsanalysen enligt EU-reglerna är att potentiella utsläpp till brunnar, vattendrag och sjöar från ett djupförvar för kvicksilverhaltigt avfall som kan drabba människa och natur under långa tider ska jämföras med gränsvärden för dricksvatten och ytvatten och möjligt bidrag till att öka kvicksilverhalten i fisk.

Krav på utsläppsnivå måste anpassas till den miljö där slutförvaret avses bli förlagt. För att kunna värdera potentiella utsläpp och om dessa är godtagbara för hälsa och miljö måste sålunda beräkningar av utsläpp från förvaret genomföras och baseras på platsspecifika data.

Detta ställer i sin tur krav på att innebörden i frågorna kring godtagbara utsläppsnivåer för djupförvar ytterligare preciseras av avfallsinnehavare i säkerhetsanalysen och i samhällets styrande föreskrifter.

7.2.2 Vad är långa tider ?

I och med att kvicksilver alltid utgör en potentiell fara är det av intresse att visa att ev. läckage är betydelselöst och ej når omgivningen ens efter mycket långa tider. För att bygga under säkerhetsredovisningen är det nödvändigt att ha kunskap om de faktorer och processer som bestämmer förhållandena i förvaret i dag och värdera vad som troligen händer på lång sikt och på så sätt kunna göra relevanta förutsägelser långt i framtiden.

Innebörden i begreppet lång tid är i dag ej definierat. I ovan nämnt EU-direktiv uteslutes inte att analysen omfattar minst 1 000 år. Den svenska avfallsförordningens krav för deponering av potentiellt farligt avfall sträcker sig minst 200 år framåt men diskuterar även beständigheten hos geologiska barriären i ett 1 000-årsperspektiv.

Att extrapolera beräkningarna över långa tider låter sig göras när grunderna att beräkna och prediktera väl en gång etablerats. Svårigheterna ligger i att beakta förändringar i omgivningen över långa tider. Över en tusenårsperiod är det troligt att ekologi och landskap ändras som följd av exempelvis klimatändringar, landhöjningar eller ändrad nivå på havet. Sjöar kan torka ut, floder får ändrade flöden och kustlinjer kan förflyttas.

Kvicksilver och liknande avfall är alltid potentiellt farligt varför beräkningar av risker teoretiskt saknar bortre gräns. En rimlig utgångspunkt för beräkningarna är då att genomföra beräkningar som sträcker sig över tidsperioder fram till att förhållandena sannolikt kan komma att drastiskt ändras t.ex. genom att permafrost växer till inför kommande istider. Forskningen indikerar att detta kan vara möjligt om några tusen år. Att låta beräkningarna omfatta en tidsperiod på cirka 1 000 år verkar då rätt rimligt och i linje med resonemangen i lagstiftningen.

För säkerhetsanalysen anser jag det önskvärt att behörig myndighet ger ytterligare vägledning och preciserar samhällets krav beträffande innebörden i "långa tider" och anger de tidsperioder över vilka beräkningarna skall sträcka sig.

7.2.3 Kommentar beträffande geologisk barriärer

För att värdera geologiska och andra förutsättningar samt olika alternativa möjligheter när det gäller att lokalisera och bygga ett undermarksförvar anger utredningsdirektiven det som önskvärt att i ett tidigt skede definiera kriterier för det djupa bergförvaret. Vid all deponering av farligt avfall ges ofta de geologiska förutsättningarna en central roll och krav ställs ofta att "bästa geologi" skall förutsättas. Att finna en sådan plats är dock vare sig möjligt eller nödvändigt. För ett undermarksförvar kan man nöja sig med ett "bra berg".

Geologiskt relaterade kriterier och krav som underlag för lokalisering och byggande av djupförvaret är oftast av beskrivande och kvalitativ natur då flesta begrepp som beskriver förhållandena i berggrunden är baserade på erfarenhet. Först efter detaljerade platsundersökningar av berggrunden på förvarsdjup och en integrerad analys av förhållandena är det möjligt att mer kvantitativt värdera berget.

Erfarenheter från forskning beträffande radioaktivt avfall

Möjligheterna att ange kriterier som grund för bl.a. lokalisering av ett djupförvar har ingående analyserats i omfattande svenska och internationella undersökningar för arbetet med slutförvaring av radioaktivt avfall /35, 36/.

De geologiskt relaterade kraven för ett geologiskt djupförvar för kvicksilveravfall är i allt väsentligt samma krav som ställs på ett djupförvar för långlivat radioaktivt avfall. Detta är i sin tur en mycket omsorgsfullt undersökt fråga där det finns ett synnerligen omfattande vetenskapligt baserat material rörande t.ex. förhållandena i den skandinaviska berggrunden. Förutsättningarna för underjordiska förvar utanför Skandinavien med andra geologiska formationer som salt, lera och tuff har noga undersökts av länder som planerar sin slutförvaringen av långlivat radioaktivt avfall i sådan geologi.

Den viktiga slutsatsen är att det går att bygga ett säkert djupförvar i praktiskt taget alla stabila geologiska formationer såsom lera, salt, kristallint berg eller vulkaniska bergarter.

Frankrike undersöker möjligheter till slutförvaring av radioaktivt långlivat avfall i mäktiga lager av lera. Leran hindrar att farliga komponenter i avfallet som frigjorts i grundvattnet läcker ut. Leran hindrar även vatten att komma in i förvaret samt bibehåller täthet genom att vara något plastisk.

Även formationer av salt är, sett i ett långt tidsperspektiv plastiska. Viktigare för saltformationer är dock att sådana formationer är av geologiska skäl praktiskt taget torra. Bristen på grundvatten och sprickzoner medför att transport av ämnen går extremt långsamt i saltformationer. Förutsättningarna för deponering i salt är grundligt studerade i samband med radioaktivt avfall. Världens första slutförvar för långlivat radioaktivt avfall – WIPP i USA – är byggt i salt.

För kristallin berggrund av den typ som finns i Skandinavien är den största skillnaden närvaron av grundvatten. Nackdelen med grundvattnet är att det löser upp avfallet och transporterar det till omgivningen. På mer än hundra meters djup finns ej längre fritt syre i grundvattnet, vilket kraftfullt bidrar till att minska avfallets löslighet. För att hindra vattenströmning och förbättra inpackning av tex. radioaktivt avfall visar analyser och experiment att det är fördelaktigt att utnyttja en buffert av lämplig lera såsom bentonit närmast avfallet, se bilaga 5.

I Finland byggs för närvarande ett slutförvar för använt kärnbränsle med dessa förutsättningar och i Sverige beräknas det praktiska arbete inledas under de närmaste åren.

Viktigaste kraven för en djupdeponi i svensk berggrund.

Det är fördelaktigt men inte nödvändigt om förvaringen kan ske i rum på ett rejält djup cirka 300–600 m. För ett förvar djupt nere i berget är det önskvärt att det finns goda möjligheter att karaktärisera egenskaper som är väsentliga för byggbarhet, driftsäkerhet och säkerhet efter förslutning. För att beräkna säkerhet, värdera säkerhetsmarginaler samt pröva risker är det viktigt att de geologiska förhållandena kan fastställas på ett representativt sätt.

Övergripande geologiskt relaterade krav och kriterier samt önskvärda förutsättningar skall vara:

- Djupförvaret bör lokaliseras till och byggas i en berggrund karakteriserad av geologiskt enhetliga förhållanden. På ett djup av 300–600 m skall det vara möjligt att med goda marginaler orientera och anpassa förvaret i en bergkropp som ger goda avståndsmarginaler till sprickzoner och andra svagheter.
- För ett djupförvar i svenskt urberg bör man eftersträva att välja ett område som har en berggrund med normala bergtrycksförhållanden och genomsättes av få stora sprickzoner. Berget på förvarsnivån skall vara sådant att man kan undvika stabilitetsproblem samt kunna räkna med gynnsamma geohydrologiska och geokemiska förhållanden. Berggrunden vid förvaret skall vidare karakteriseras av låg vattengenomsläpplighet och vattenomsättning samt stabila och bestående geokemiska förhållanden med ett grundvatten fritt från löst syre.

8 Intrång, övervakning samt utnyttjande för annan verksamhet

Den valda tekniken att koncentrerat deponera kvicksilver skulle kunna innebära en risk ökad risk i närområdet för oavsiktligt intrång t.ex. genom att borra en djup brunn för vatten eller värme. Risker skall minimeras genom att göra tillträdet svårt och oattraktivt. Genom att förlägga förvaret djupt ner och ej i tätorter torde denna risk bli helt eliminerad när det gäller t.ex. borrhål.

Det är också viktigt att lokalisera själva förvaret till en bergkropp som bedöms ointressant att exploateras för annat ändamål. Detta utesluter dock ej en samlokalisering med gruvverksamhet där man kan förlägga förvaret i ett ”ofyndigt” sidoberg.

9 Kostnader och finansiering

Kostnaderna för att etablera en djupförvarsverksamhet har i tidigare utredningar uppskattats till 200–300 miljoner kronor. Behandling av avfallet – oberoende av deponeringsmetod – har uppskattats till samma belopp. Siffrorna har angetts vara synnerligen osäkra och kan bero på en mängd lokala och andra omständigheter /15/.

För att värdera kostnader som underlag för t.ex. investeringar krävs mer preciserade bedömningar baserade på ”platsspecifika” förhållanden. De stora kostnaderna för ett djupförvar – att etablera och bygga anläggningar, tunnlar och rum – kan grovt uppskattas genom jämförelse med liknande byggverksamhet.

Att förlägga djupförvaret till berggrund med kända förhållanden kan väsentligt minska osäkerheten i arbetets omfattning och kostnad.

Då några djupdeponier i berg ej tidigare byggts i Sverige är omfattningen av arbetet att redovisa säkerheten och ta fram underlag för ansökan om tillstånd hos miljödomstolsprövning svårt att överblicka. Förhållandevis omfattande insatser kan också behövas för allmän kommunikation och dialog med berörd kommun och allmänhet, vilket kan ta lång tid och bli kostsamt.

9.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaderna för att bygga en djupdeponi i berg består av kostnader för att spränga ut tunnlar ner till förvarsnivå och uttag av förvaringsrum. Beroende på geologiska och andra förutsättningar kan investeringen för en djupdeponi variera avsevärt. Härutöver tillkommer kostnader för servicesystem, ventilation, läshållning, belysning och samband.

I bilaga 2 och 4 har ställts samman kostnader för att anordna en deponi i anslutning till gruva respektive tidigare oljelager.

I gruvalternativet har kostnaderna för att iordningställa ett bergförvar på 300 000 m³ i gruvan Åkulla Östra uppskattats till 20 miljoner i det fall brytningsrum kan utnyttjas. Om nya förvarsutrymmen behöver anordnas till cirka 50 procent har kostnaderna uppskattats till drygt 80 miljoner.

Boliden Mineralteknik AB utreder också ett andraalternativ att bygga ett helt nytt djupförvar vid smältverket i Rönnskär. Trots transporttekniska vinster bedöms kostnaderna bli i storleksordningen 270 miljoner i det fall brytningsrummen förlägges på 400 m djup. Då nedfartsrampen svarar för en stor del av kostnaderna kan en yttligare förläggning bli mindre kostsam.

I bilaga 4 uppskattas kostnaderna för att anordna ett undermarksförvar vid ett före detta oljelager för två olika deponeringsvolymer – 10 000 resp. 100 000 m³ – förlagda på 200 m alternativt 400 m djup. I det grundare alternativet blir kostnaderna (inklusive service) för att iordningställa förvaret för 10 000 m³ deponering i storleksordningen 90 miljoner och för 100 000 m³ förvaring, 150 miljoner. Motsvarande siffror vid djupare förläggning är cirka 150 respektive 190 miljoner kronor.

9.2 Kostnader för drift och efterarbeten samt övervakning

Driften av en deponi i berg kräver kvalificerad kompetens och erfarenhet av dels avfallshantering, dels arbete under jord. Av kostnadsskäl är det fördelaktigt att samlokalisera en djupdepå i berg med annan verksamhet som besitter organisation och kompetens för denna.

Driften består i mottagning, kontroll samt nedtransport genom schakt eller via ramp. Transporterna kan ske med lastbil eller truck av avfall placerat i fat eller containrar. För visst pulverformigt avfall eller slam som blandats med t.ex. aska kan sluten transport av successivt härdande avfall vara fördelaktigt.

Kostnaderna för drift och tillsyn beror i hög grad på hur verksamheten anordnas och dra nytta av samlokalisering. I bilaga 4 har driftkostnaderna uppskattats till 3–5 miljoner kronor per år.

9.3 Kostnader vid deponering i Norge och Tyskland

Kostnaderna för deponering i Tyskland (djupdeponi i saltgruvan Zelitz) har offererats till cirka 3 000 kronor per ton. (260 Euro/ton) Därtill kommer kostnaderna för att förpacka avfallet i fat, kostnaden för fat samt transporter och administration. Grovt kan totalkostnaden uppskattas till högst cirka 5 000 kronor per ton.

Deponeringskostnader för omhändertagande av metalliskt kvicksilver i stålbehållare – på det sätt som förutsatts i förslag till EU-lagstiftningen har ej offererats.

9.4 Kostnader för olika deponeringsalternativ

För små volymer avfall blir kostnaderna för deponering i befintliga anläggningar väsentligt lägre än vad som är möjligt vid deponering i en ännu ej byggd svensk anläggning. Den stora kostnadsskillnaden utgöres naturligen av investering i anläggning och erforderlig kringutrustning då kostnaderna för behandling av avfallet, förpackning samt drift torde vara av samma storleksordning. oberoende var avfallet deponeras.

För Boliden Mineral AB innebär de stora avfallsvolymer att investeringen för deponeringsanläggningen blir i gruvalternativet från 70–300 kronor per m³ exklusive kostnader för kringutrustning såsom pumpar, ventilation m.fl. För andraalternativet är motsvarande kostnad drygt 1 000 kr per m³.

Ett undermarksförvar byggt vid ett f.d. oljelager har en investeringskostnad på cirka 9 000–15 000 kronor per m³ vid 10 000 m³ förvaring och 1 500–1 900 kronor per deponerad m³ vid 100 000 m³ total förvaringsvolym.

Kostnaden att deponera i tyska saltgruvor är cirka 3 000 kronor per ton. Deponering vid SAKABs ytdeponi i Kumla offereras till 750 kronor per ton. Deponering vid NOAH:s anläggning på Langön i Oslofjorden bedöms vara av samman storleksordning vid deponering av kvicksilveravfall med låg halt.

Den totala volymen hos det svenska avfall som skall deponeras under mark är svår att uppskatta då det anges i ton och densiteten beror i hög grad på hur det behandlas före deponering. I bilaga 4 har totalvolymen uppskattats till 2 000 m³ utifrån en uppskattning att totalbehovet kan utgå från ett deponeringsbehov som kan omräknas till 2 000 ton metalliskt kvicksilver.

Kostnaderna för deponering i tyska saltgruvor av cirka 2 000 ton blir då cirka 6 miljoner kronor; deponering i norskt kalkbrott torde vara av samma storleksordning. Deponeras samma kvantitet i en nybyggd svensk anläggning blir kostnaderna minst 90 miljoner i det fall inget mer avfall kommer att deponeras. Om hänsyn tas till att endast 20 procent av tillgänglig volym utnyttjas blir kostnaden cirka 20 miljoner.

I dessa kostnader ingår inte kostnad för behandling såsom stabilisering, förpackning och transporter. Dessa kostnader är avsevärda men bedöms bli rätt lika och är oberoende av deponeringsalternativ.

Jag kan konstatera att deponering i berg på förutsatt sätt i en svensk undermarksdeponi förefaller att vara minst 15 gånger dyrare än att deponera i befintlig anläggning i Tyskland eller Norge. I det fall överskottsvolymer kan brukas för annat ändamål och ges annan finansiering reduceras kostnaderna för deponering i Sverige med 80 procent och blir då cirka 3–5 gånger dyrare än deponering i saltgruvor.

9.5 Finansiering

Kostnaderna för att permanent ta hand om avfall med kvicksilver i djupförvar ska täckas av avfallsinnehavarna. Läget för detta är olika för avfallsinnehavarna. Boliden Mineral AB gör interna avsättningar för framtida kostnader. SAKAB AB täcker sina kostnader genom avtal med kunder, avsättningar och till del genom att utnyttja fonderade medel hos Naturvårdsverket för SAKAB AB:s uppdrag att hantera statligt ägda batterier.

EKA Chemicals AB har hittills ej gjort några interna avsättningar för framtida kostnader medan Hydro Polymers AB har gjort interna avsättningar baserade på kostnaderna för deponering i saltgruva i Tyskland.

10 Ansvarsförhållanden och tillståndsprövning

10.1 Lagstiftning

Frågeställningar i svensk och EU-lagstiftning kopplade till permanent förvaring av kvicksilverhaltigt avfall i djupförvar har ingående och detaljerat analyserats och redovisats i bl.a. utredningen SOU 2001:58 "Kvicksilver i säkert förvar". För en detaljerad bakgrund hänvisas till denna utredning.

Grundläggande för arbetet med bortskaffande av kvicksilverhaltigt avfall genom permanent deponering i djupförvar är gällande avfallsförordning SFS (2001:1063).

De krav som finns beträffande deponering under mark i svensk lagstiftning stipuleras i förordning 2001:512 "Om deponering av avfall i Sverige" och Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10. Naturvårdsverkets handbok (2004:2) behandlar mera i detalj kriterier och förfaranden vid deponering av olika typer av avfall.

Enligt förordningen skall avfall som innehåller minst 0,1 procent kvicksilver bortförskaffas genom djupförvar senast år 2015. Efter år 2010 kan frågan om dispens prövas för avfallet med halter mellan 0,1–1 procent om bortskaffandet anses oskäligt. För avfall med högre kvicksilverhalt kan sådan prövning endast ske för små mängder och synnerliga skäl.

För kadmium och bly som också skall fasas ut finns ingen tvingande lagstiftning såsom för kvicksilverhaltigt avfall betr. deponering. För dessa metaller liksom annat långlivat farligt avfall gäller kraven i EU:s och svensk lagstiftning redovisade i olika förordningar om deponering av avfall och Naturvårdsverkets föreskrifter m.fl.

10.2 Kommentar beträffande ansvarsfrågor och möjlighet till längre mellanlagring

Ansvar över långa tider

Miljöbalken stipulerar att den som utför en viss verksamhet där avfall uppstår har ansvar för att detta hanteras och ev. deponeras på det sätt som samhället kräver. Avfallsinnehavaren skall också svara för alla kostnader i samband med detta. För långlivat kemiskt avfall kan detta åtagande sträcks sig över långa tidsperioder.

En avfallsinnehavare kan överlåta sitt ansvar till en deponerande organisationen och därmed avsluta sitt åtagande. Likaså finns inte krav på ansvarsgenombrott inom en koncern beträffande ett åtagande som gjorts av ett dotterbolag. Med snabbt ändrade ägarförhållanden och organisationer kan detta innebära att samhällets möjligheter att utkräva ansvar eller kostnadstäckning minskar.

Nuvarande praxis när det gäller att fondera medel och täcka framtida kostnader förefaller mig vara underkant. Lagen talar om att avsätta medel för kostnader över en tidsperiod på 30 år. Denna kan i och för sig förlängas, men förefaller kort i relation till aktuella långa tidsperioder för såväl mellanlagring som drift av deponeringsanläggningar. Det förefaller mig motiverat att se över dessa delar i lagstiftningen.

Mellanlagring

Gällande lagstiftning inom EU och i Sverige förutsätter att avfall vid en industri inom kort tid kan deponeras på ett permanent sätt. När det gäller långlivat kemiskt avfall där deponeringskraven är höga finns det tekniska och inte sällan kommersiella förhållanden som innebär att bortforslingen behöver betydligt längre tid än det år som idag tillåts i lagen.

För att avfallsinnehavarna ska kunna hantera aktuella komplexa och tidskrävande frågor krävs en ändring och en praktisk anpassning av lagen inklusive förtydligande beträffande villkor och möjligheter för mellanlagring.

10.3 Tillståndsprövning

En anläggning för djupförvar för kvicksilverhaltigt avfall kräver tillstånd enligt miljöbalken på sätt som närmare anges i förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Genom komplettering av förordningen om miljöfarlig verksamhet klassas en anläggning för bortskaffande av kvicksilveravfall som A-verksamhet och kräver därmed tillstånd från miljödomstol. Anläggningen kräver vidare tillstånd enligt Avfallsförordningen (2001:1063). Utöver detta kan beroende på utformning plan- och bygglag samt vattenlag vara aktuella vid tillståndsprövning.

Detta innebär att till ansökan om tillstånd för bortskaffning av kvicksilveravfall genom djupförvar ska fogas en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) föregånget av utökat samråd. I sin tur innebär detta att den som avser bedriva verksamheten skall samråda med övriga statliga myndigheter, de kommuner, den allmänhet och de organisationer som kan antas bli berörda.

Samrådet – som skall ske innan beslut fattats av verksamhetsutövaren – skall avse djupförvarets lokalisering, omfattning, utformning och miljöpåverkan samt innehåll och utformning av miljökonsekvensbeskrivningen.

Detta torde för djupförvarets del innebära att man skall redovisa basalternativ, andra tänkbara alternativ samt 0-alternativ. Den grundläggande principen – vid värdering av materialet – är miljöbalkens bestämmelser om att bästa möjliga teknik ska användas vid yrkesmässig verksamhet. Detta synsätt gäller i den utsträckning det inte kan anses ekonomiskt orimligt. En avvägning skall göras mellan den miljömässiga nyttan i förhållande till kostnaderna.

För basalternativet ska detaljerat redogöras för undersökningsarbetet, bygget, driften samt insatser för förslutning och avveckling. Grundläggande är att inverkan på miljön skall utredas liksom sociala, ekonomiska och andra effekter på samhället.

11 Tänkbara möjligheter för slutförvaring av svenskt långlivat kemiskt farligt avfall

Allmänt

Gällande lagstiftning kräver att kvicksilverhaltigt avfall över 0,1 procent kvicksilver ska deponeras i undermarksförvar i berg. Genom att föreskriva metod anges även indirekt att deponeringen skall ske på ett sätt som ger mycket högre säkerhet över långa tider än vad dagens praxis med deponering i markförlagda deponier kan erbjuda.

Lagen ställer inga direkta krav på att deponeringen under mark skall ske i Sverige. Tidigare utredningar, lagens förarbeten samt Naturvårdsverkets avfallsplan för Sverige har förutsatt att deponering i svensk berggrund ska ses som ett huvudalternativ. Samtidigt konstaterar EU i olika yttrande beträffande slutförvaring av kemiskt avfall att frågor om närhet och nationella förvar inte skall överbetonas och hindra Europeiska lösningar. I direktiven för utredningen har det därför ansetts vara av intresse att inte bara behandla möjligheterna i Sverige utan även studera tänkbara alternativ i Norden och Europa.

11.1 Sverige

Sverige har omfattande erfarenhet av underjordsbyggande för gruvverksamhet och anläggningsbyggande. De tekniska förutsättningarna för att anordna en djupdeponi i berg är mycket goda. Kostnaderna kan dock bli mycket höga varför det är uppenbart intressant att undersöka de fördelar som en samlokalisering med

annan lämplig industriverksamhet som gruva, avfallshantering eller kraftproduktion kan ge.

Det ställs inga extremt höga krav på berggrunden för att bygga ett bra geologiskt djupförvar för kvicksilverhaltigt avfall och många olika typer av geologi kan utnyttjas. Inventeringar och studier rörande geologiska möjligheter för slutförvaring av långlivat radioaktivt material har visat att Sveriges berggrund erbjuder många hundra platser som borde ge utmärkta förhållanden för ett slutförvar /36/. Samma slutsats kan då dras för ett djupförvar för kvicksilver. Lämpligheten hos dessa platser är inte knutna till någon geologisk provins utan beror på lokala förhållanden. Detta innebär i sin tur att andra "praktiska" faktorer som logistik för avfallstransporter, industritradition, lämplig recipient m.m. kan ges ökad tyngd.

Sveriges Geologiska undersökning (SGU) har, bilaga 6 undersökt förutsättningarna i Sverige att kombinera ett underjordiskt förvar i berg med tidigare eller pågående gruvverksamhet eller att utnyttja tunnlar och rum vid t.ex. tidigare oljelageranläggningar som bas för en ny djupdeponi i berget under anläggningen. Analysen visar att det finns många och goda möjligheter att lokalisera en djupdeponi i bra beläget berg som också kan vara kombinerat med lämplig industriverksamhet. Vid sidan av nyetablering – där ett stort antal platser är tänkbara i hela Sverige – torde det finnas ett 10-tal gruvanknutna platser med förhållanden väl lämpade för ett djupförvar för kvicksilverhaltigt avfall. Vidare finns ett stort antal tidigare oljelager i bra berg som är transportmässigt välbelägna och har goda recipientförhållanden.

Djupdeponi i gruva

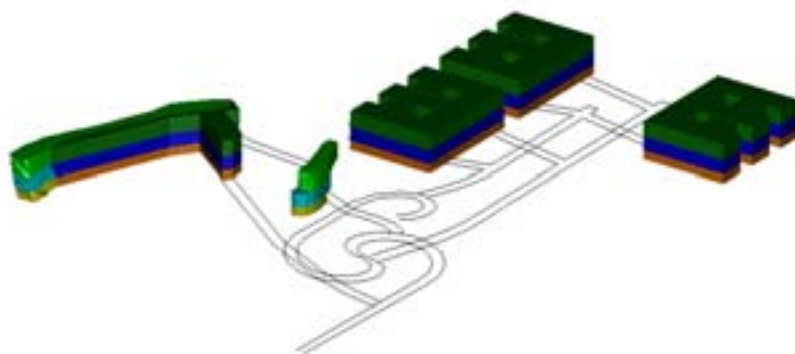
Som följd av lagens krav på undermarksdeponering i berg av visst kvicksilveravfall har Boliden Mineral AB ändrat företagets strategi för deponering av riskavfall. Tidigare planer på att bygga en markförlagd deponi vid Rönnskärsanläggningen har ersatts av en planering som bygger på att en djupdeponi i berg anordnas i en av företagets blivande gruvor, Äkulla Östra. Företaget avser att här deponera inte bara avfall med olika halter av kvicksilver utan även annat kemiskt riskavfall med innehåll av kadmium, bly arsenik m.fl. Avfall som också skulle kunna deponeras en markförlagd deponi vid Rönnskär. Tekniskt och ekonomiskt bedöms det dock bättre

att deponera allt avfallet i en djupdeponi där driftsförutsättningarna är bättre och förvarsförhållanden är väl definierade. Nedan redovisas översiktligt aktuella planer. En detaljerad redovisning av avfall och dess behandling samt teknik och utformning av djupdeponin lämnas i bilaga 2.

Djupdeponi vid gruvan Åkulla Östra

Som framgår av bilaga 2 finns vid gruvan Åkulla Östra en befintlig tunnelramp ner till cirka 400 m djup. Denna planeras bli utnyttjad dels för brytning av guldmalms dels för att anordna en djupdeponi i utrymmen och rum från brytningen samt särskilt utsprängda deponeringsrum.

Figur 11.1 Principbild för deponering i brytningsrum resp. särskilda berg-
rum, gruvan Åkulla Östra



Den befintliga rampen till Åkullagruvan bedöms vara tillräcklig som transportled från markytan och ned till brytningsrummen och undermarksdeponin. Med viss vägbyggnad kan transporterna via allmän väg klara transporterna av berg och malm från Åkullagruvan. Därmed kommer den även att klara transporterna av avfall till denna gruva.

Sannolikt kommer malmen i Åkulla att tas ut i ett flertal brytningsrum. En del av dessa kommer att bli för små eller får ej lämplig form för att de skall bli användbara som deponiutrymmen för Rönnskärsverkens avfall. Ett mindre antal rum – kanske 10 rum – kommer dock att få en sådan storlek och form att de kan användas

som deponi. Utsprängningen av dem kommer troligen att ske i tre pallar med en slutlig höjd av 17–20 m. Deras botten kommer att lutas så att det fria lakvatten som bildas under inpackningsperioden kan samlas upp och tas om hand. Principbild över bergrummen i figur 11.1.

Den totala mängden lagrat avfall som behöver slutdeponeras i Åkulla uppgår till 250 000 ton. Efter den behandling som krävs före deponeringen uppskattas avfallsvolymen som skall deponeras uppgå till 250 000 m³, inklusive den volymökning som uppstår vid stabilisering. Med utrymme för fallande avfall under en tillräckligt lång tid framöver bedöms det totala deponeringsbehovet för anläggningen uppgå till 300 000 m³. Den erforderliga deponeringsvolymen kan visa sig bli så stor att de lämpliga brytningsrummen inte räcker till. Därför planeras det för att särskilda bergrum skall kunna anläggas utanför de malmförande zonerna i Åkullaformationen.

Som andra alternativ till etablering i gruva undersöker Boliden även förutsättningar för att bygga en separat djupdeponi vid kusten i berget under Rönnskärsverket.

Nyetablering av undermarksförvar i urberget

Att etablera och nyanlägga ett djupförvar med erforderliga anordningar är ett alternativ som kan ge tekniskt sett optimala förutsättningar för ett djupförvar.

Kostnaderna bedöms bli mycket högre än vid deponering i eller byggande vid befintliga anläggningar trots att dessa i någon mån skulle kunna kompenseras av ändamålsenlig utformning av djupförvaret och att förvaret kan placeras på bästa sätt med hänsyn till transporter och övrig infrastruktur. Samtidigt innebär de små avfallsvolymer att ett helt separat och nyetablerat djupförvar blir relativt dyrt eftersom det måste bära alla kostnader för tekniska infrastrukturen såsom schakt till förvarsdjup, hissar, pumpar, ventilation m.m.

Undermarksdeponi vid befintlig berganläggning

Bolidens planering förutsätter att endast eget avfall från företagets olika verksamheter kommer att tas om hand i djupdeponin i Åkulla Östra. Detta innebär i sin tur att berörda avfallsinnehavare för övrigt svenskt kvicksilveravfall måste endera bygga ytterligare en anläggning eller finna vägar till en undermarksdeponering utanför Sverige.

Sverige har ett mycket stort antal nedlagda bergrum, som tidigare använts för lagring av olja, för försvarsändamål m.fl. Dessa anläggningar är ofta belägna i berg av god kvalitet. Rummen för dessa anläggningar ligger normalt förhållandevis ytligt med nedre tunnelsystem cirka 100 m under markytan. Att direkt utnyttja utsprängda utrymmen i en sådan anläggning är mindre lämpligt av flera skäl. Tekniskt sett kan en sådan förvaring komma att hamna i ett mellanläge mellan ytligt och ett djupt beläget förvar när det gäller högre frekvens av ytsprickor och närvaro av fritt syre i grundvattnet.

Dessa problem kan undvikas om man väljer att fördjupa den befintliga anläggningen genom att från befintliga nedre tunnelsystem driva ramp och tunnlar ner till större djup och på cirka 300–400 m djup under markytan under det tidigare oljelagret spränga ut undermarksförvaret.

Genom att utgå från och ta tillvara en befintlig berganläggning kan man vinna stora bergtekniska och kostnadsrätt fördelar när det gäller att bygga anläggningen och dess olika hjälpsystem.

Av sammanställningen i bilaga 6 av Sveriges Geologiska undersökning SGU framgår att det – vid sidan av nyetablering, där ett stort antal platser är tänkbara i hela Sverige – torde finnas ett relativt stort antal platser vid befintliga ej utnyttjade berganläggningar med förhållanden väl lämpade för ett undermarksförvar för långlivat farligt avfall. Ofta kan ett utmärkt fysiskt och mekaniskt skydd kombineras med bra recipientförhållanden och lämplig industriell infrastruktur.

För att kunna ta ställning till olika alternativ har utredningen funnit det av intresse att översiktligt men realistiskt belysa teknik, säkerhet och kostnad vid gynnsamma förutsättningar för ett undermarksförvar i svensk berggrund i Mellansverige.

För att på ett sådant realistiskt sätt belysa möjligheterna att bygga vid ett befintligt bergutrymme har förutsättningarna vid ett av dessa lägen, det tidigare oljelagret på Händelö industriområde

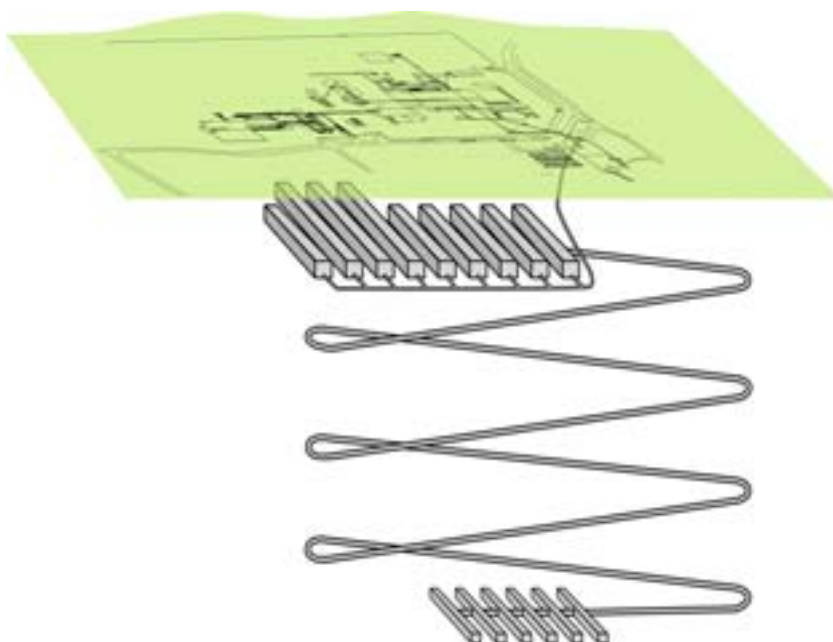
utanför Norrköping utnyttjats och analyserats i en konceptstudie, bilaga 4.

Genom att utnyttja en befintlig anläggning blir kostnaderna för att spränga nya tunnlar och rum väsentligt mycket lägre och mindre osäkra än att bygga en ny separat anläggning. Påslag för tunnlar och drift genom det ytliga berget är ofta kostsamt. Vid Händelö kan man även dra nytta av att liknande verksamhet finns etablerad för deponering av aska. En aska som bedöms mycket lämplig för stabiliserande behandling av avfallet och för igenfyllning av rummen.

Oljelagrets djupaste nivå är här cirka 80 m och tunnelsystemens nedre delar är i dag vattenfyllda. Efter länspumpning förutsattes att en ramp sprängs ned till lämpligt förvaringsdjup där 150 000 m³ förvaringskammare sprängs ut. I dessa deponeras kvicksilveravfall med halter upp till 10 procent samt stabiliserat flytande kvicksilver med högre halt, över 50 procent. Avfallet bäddas in i och omges av flygaska. För att illustrera olika förhållanden har genomförts beräkningar för deponering på nivå 200 m respektive 400 m djup. En bedömd trolig avfallsmängd har här placerats i ett skisserat undermarksförvar för att på så konkret som möjligt illustrera möjligheter, teknik, säkerhet och kostnader.

Analysen i bilaga 4 visar att en säker deponering kan ske, att investeringarna för anläggningen är i storleksordningen 100–150 miljoner kronor och att behandling av avfallet – i anläggningen – kan utnyttja flygaska. I anläggningen kan efter behandling deponeras liknande farligt avfall med innehåll av kadmium, blyhaltigt eller arsenik m.fl.

Figur 11.2 Skisserat undermarksförvar vid f.d. oljelager



Slutsats beträffande undermarksförvar i Sverige

Jag anser att möjligheterna till slutförvaring av långlivat farligt avfall i den svenska berggrunden är mycket goda och kan ske på ett tekniskt fördelaktigt sätt som ger stora säkerhetsmarginaler. Avfallet kommer att omges av en massiv geologisk barriär som garanterar önskad isolering över mycket långa tidsperioder utan att ställa krav på tillsyn. Kostnaderna för investering i anläggningar är dock höga även om kostnaderna för motsvarande markförlagd deponi för farligt avfall kan bli avsevärda, inte minst i driftskedet. Att nyetablera och separat bygga ett djupt undermarksförvar i berg anser jag orimligt ur kostnads-synpunkt. Kostnadmässigt är det mera rimligt att bygga en djupdeponi i anslutning till en gruva i drift eller vid en existerande berganläggning.

Boliden Mineral AB innehar cirka hälften av Sveriges befintliga kvicksilveravfall och kommer att generera huvuddelen av framtida kvicksilveravfall i landet. Planerna innebär att stora delar av Sveriges innehav av kvicksilveravfall och annat farligt avfall avses få en mycket

säker förvaring helt i linje med syfte och ambitioner i dagens lagstiftning. Jag anser det också värdefullt att Boliden Mineral AB även avser att under mark deponera annat långlivat avfall med innehåll av kadmium, bly och arsenik på ett sätt som är säkrare än vad lagen kräver.

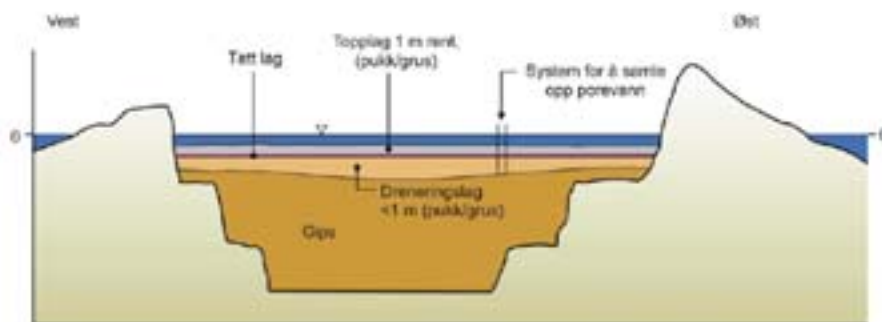
11.2 Norden – Permanent deponering i dagbrott

Genom att utnyttja dagbrott och andra djupa schakter nära markytan kan avfall deponeras på ett sätt som är väl skyddat exempel på detta är den deponering av kvicksilverhaltigt och annat långlivat kemiskt farligt avfall som i dag sker i Norge vid en deponi i berget på Langöya i Oslofjorden.

I ett tidigare kalkstensbrott deponeras behandlat avfall. Farligt avfall behandlas i en process där detta stabiliserats genom att blandas med bl.a. gips. Genom att placera det stabiliserade avfallet i dagbrottets djupa delar samt dra nytta av kalkstensgeologin, att grundvattenflödet i berget är ringa och att utspädningspotentialen är mycket stor visar gjorda säkerhetsanalyser att deponerat material ej kommer att ställa till skada för omgivningen ens under mycket långa tider framåt.

Jämfört med förhållandena vid en djupdeponi i berg kan konstateras att avfallet kan komma att lättare exponeras mot fritt syre och att detta kan medverka till att farliga ämnen löses ut och utgör en potentiell risk i omgivningen. Å andra sidan innebär lågt flöde genom berget kring deponin och de gynnsamma förhållandena till utspädning i recipienten att riskerna minskar.

Figur 11.3 Deponi i dagbrott i kalksten, Norge



Tekniken vid deponin i kalkbrottet på Langøy og möjligheterna till en långsiktigt säker permanent förvaring av farligt kemiskt avfall har analyserats bilaga 3. Slutsatsen i analysen är att deponianläggning, trots sitt läge i ytliga berget erbjuder goda möjligheter till säker förvaring över långa tider.

De svenska erfarenheterna från deponering av kvicksilveravfall i aktuell deponi rör deponering av avfall med halter mindre än 0,1 procent – t.ex. förorenade massor. Sådant avfall har på ett fördelaktigt sätt sjötransporterats till och deponerats i anläggningen på Langöya i Oslofjorden.

Halterna i hittills deponerat avfall på Langöya är normalt betydligt lägre – högst 10 procent – än vad som skulle bli fallet för deponering av stabiliserat metalliskt kvicksilveravfall. Befintliga tillstånd medger dock deponering av avfall med hög halt av kvicksilver under förutsättning att avfallet är stabiliserat. För att kunna ta hand om metalliskt kvicksilver krävs ytterligare utveckling av företagets teknik för stabilisering av avfall. Företaget NOAH, som innehar deponien anser dock att erforderlig utveckling av teknik som medger deponering både är möjlig och ekonomiskt realistisk.

Slutsats beträffande möjligheter i Norden

Min slutsats beträffande deponianläggningar i yttlig berggrund är att sådana anläggningar erbjuder goda möjligheter till säker förvaring över långa tider i det fall avfallet givits en lämplig behandling, hydrogeologin är gynnsam och utspädningspotentialen i omgivningens recipient är stor. För deponin på Langöya i Oslofjorden i Norge kon-

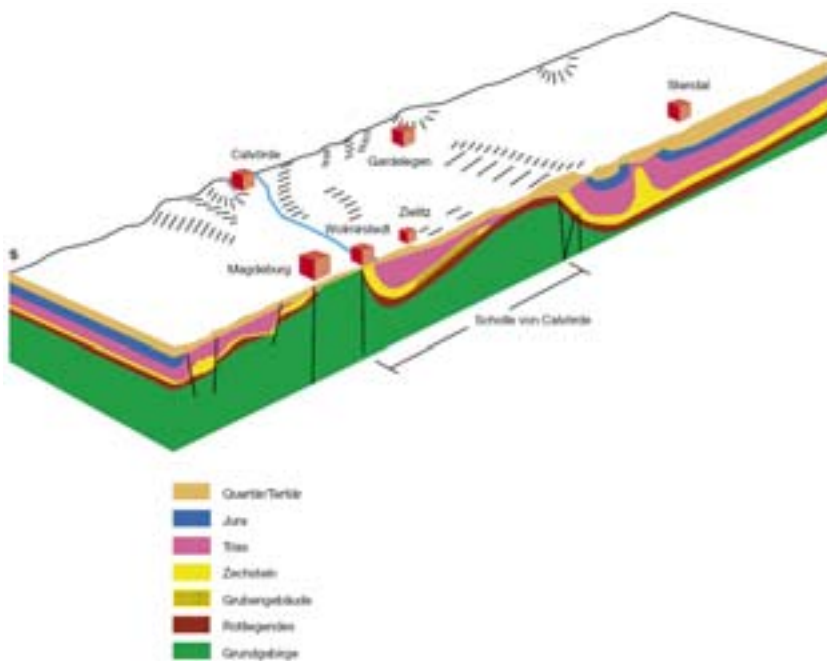
staterar jag att den ger en god men mindre säkerhetsmarginal än vad som kan uppnås med en deponi djup nere i norsk eller svensk berggrund.

Samtidigt konstaterar jag att deponin på Langöya ger hög säkerhet under lång tid på ett sätt som vida överträffar den säkerhet som i dag krävs vid markförlagd deponering av farligt avfall på många ställen ute i Europa. En rimlig slutsats för svenskt vidkommande är att deponering i Norge på det sätt som sker på Langön av behandlat avfall är en möjlighet som uppfyller höga krav på säkerhet även om anläggningen är ytligt belägen. För att vara en möjlighet att ta om hand svensk kvicksilveravfall i metallisk form krävs att teknik och förfarande för stabilisering av avfallet vidareutvecklas. Givna tillstånd för anläggningen förutsätter att endast väl stabiliserat avfall får deponeras.

11.3 EU – Permanent deponering i undermarksförvar i saltgruvor

Inom EU deponeras avsevärda mängder långlivat kemiskt farligt avfall främst i markförlagda ytdeponier men även i undermarksförvar. När det gäller deponering i undermarksförvar har Tyskland lång erfarenhet. I Tyskland sker deponering av långlivat kemiskt avfall såsom kvicksilveravfall dels i speciella ytdeponier, dels i undermarksdeponier anordnade i utbrutna rum i saltgruvor. Deponeringen sker normalt i djupt belägna formationer av bergsalt. Behandlat avfall av alla kategorier deponeras i utbrutna rum samtidigt som brytning av bergsalt sker i andra delar av gruvan. Tre sådana anläggningar är i drift, den första sedan 1970-talet. Vid dessa finns på mer än 500 m djup saltformationer som har bildats för mer än 200 miljoner år sedan. De mäktiga lagren av bergsalt omgives av tjocka sediment av lera. De geologiska förutsättningarna innebär att man kan deponera – med väl placerad och lämpligt utformad förvaringsrum – långlivat stabiliserat kemiskt farligt avfall med synnerligen stora säkerhetsmarginaler mot att farliga ämnen skall kunna nå omgivningen och skada människor och miljö och detta under mycket långa tider in i framtiden. Genom saltets egenskaper sker deponeringen praktiskt taget helt torr.

Figur 11.4 Undermarksförvar i saltgruva i Tyskland



Saltformationerna har som nämnts ovan en ålder på 100–200 miljoner år. Av geologiska skäl finns därför vetenskaplig grund att antaga att ett förvar kommer att bestå och förbli säkert under geologiska perioder framåt dvs. miljontals år.

De tyska anläggningarna har alla en väl fungerande teknik för att hantera och deponera kemiskt avfall. Den omfattande brytning av bergsalt som skett under många år innebär att anläggningarna har volymmässigt stor kapacitet att ta hand om avfall. I gruvan vid Zielitz nära Magdeburg finns cirka 4,6 miljoner m³ avsatt för deponering av farligt avfall. Den årliga kapaciteten är cirka 70 000 ton; total kapacitet i Tyskland att deponera farligt avfall är cirka 250–300 000 ton farligt avfall.

Deponeringen är praktiskt väletablerad sedan många år och kemiskt farligt avfall såsom kvicksilver har deponeras sedan 1973. Halterna i deponerat avfall med kvicksilverinnehåll är vanligen upp till 6–7 procent. Det finns i tillstånden inga begränsningar att deponera avfall med väsentligt högre kvicksilverinnehåll så länge det rör

sig om fast avfall. Förhållanden som rör miljö och hälsa kopplade till deponeringen redovisas i anläggningarnas säkerhetsredovisningar, liksom de krav som ställs på avfallet för att medge deponering.

I bilaga 3 har tekniska och andra förutsättningar ställts samman och diskuteras främst när det gäller frågor som rör långsiktig säkerhet för hälsa och miljö vid deponering i saltformationer. I jämförelse med de synnerligen omfattande och detaljerade krav som ställs för att demonstrera säkerhet på lång sikt för radioaktivt avfall – även för mycket osannolika frågor – förefaller redovisningarna för deponering i salt mera inriktade på att behandla de för säkerheten mest väsentliga frågorna. Analyserna utgår ifrån att man vid deponering i salt kan räkna med att rådande stabila geologiska förutsättningar består och att det därför är rimligt att begränsa sig till närområdet och dess teknik och praktiska frågor.

I Tyskland finns, å andra sidan en synnerligen omfattande och kunskap om deponering av farligt avfall i saltformationer baserad på omfattande forskning som skett för att utreda möjligheterna att bygga ett djupförvar för deponering av långlivat radioaktivt avfall i stabila och täta saltformationer.

Negativa erfarenheter från deponering i bergsaltformationer har gjorts vid de tidigare utbrutna saltgruvorna i Morsleben och Asse. Där har deponering av kemiskt avfall skett i gamla brytningsrum och det har förekommit vatteninbrott. De geologiska och tekniska förutsättningarna vid dessa deponier är annorlunda och skiljer sig från de skiktssaltformationer som i dag utnyttjas i Tyskland och som ger väsentligt bättre möjligheter att isolera avfallet.

Kommentar beträffande deponering av avfall i form av metalliskt kvicksilver

För att underlätta omhändertagande av kvicksilveravfall i flytande form inom EU har föreslagits att kvicksilver förvarat i stålbehållare skall kunna deponeras permanent i djupa saltformationer.

Deponering i mäktiga och djupt belägna formationer av bergsalt omgivna av lersediment möjliggör en praktiskt taget torr deponering som garanteras av en massiv geologisk barriär. Denna extra säkerhet kan kompensera för de ökade risker som förorsakas av direkt deponering av metalliskt kvicksilver när behållarna är väl deponerade och anläggningen förseglats. De större riskerna i drifts-

skedet finns dock kvar. Konsekvenserna av olyckor vid hantering och deponering under jord bedöms betydligt allvarligare för metalliskt kvicksilver än för samma avfall i stabiliserad form. Ett stabiliserat avfall ger inte bara ökad säkerhet vid drift när det gäller att gäller att hantera avfallet utan ger fördelar för den långsiktiga säkerheten.

Trots att förutsättningarna för säker förvaring av farligt avfall är mycket goda i djupa saltformationer anser jag det rimligt att analysera även mindre sannolika scenarier som kan leda till framtida problem. I bilaga 3 diskuteras ett antal scenarier som kan vara aktuella vid deponering av kvicksilver i sin flytande form.

Andra möjligheter inom EU – mellanlagring vid Almaden kvicksilvergruva

Almaden är världens största kvicksilvergruva där brytning pågått sedan 1 000-talet. Detta innebär att man har goda möjligheter att studera förhållanden kring en rik kvicksilvermineralisering och effekter av brytning i vatten och mark i området kring gruvan.

Sådana mätningar – som representerar extrem exponering mot omgivningen – har skett i vatten och sediment kring gruvan. Resultat visar på att mineraliseringen lett till 3–4 gånger högre värden i omgivande vatten och marklager jämfört med normal berggrund i området.

Någon brytning av kvicksilver sker ej i dag i gruvan vid Almaden. Företaget tar däremot emot, mellanlagrar samt säljer kvicksilver. Sedan några år bedriver det statliga spanska företaget MAYAS, som äger Almaden-anläggningen forskning med EU-stöd som rör behandling av kvicksilveravfall för deponering och dess omhändertagande.

Då forskningen främst är inriktad på teknik för säker mellanlagring och ej på permanent deponering i undermarksförvar ser jag inte att detta utvecklingsarbete kommer att ge något alternativ när det gäller undermarksdeponering. /39/

Slutsatser beträffande deponering inom EU

Jag anser att befintliga deponier i saltgruvor i Tyskland erbjuder bra tekniska och praktiska möjligheter att deponera kvicksilveravfall. Min slutsats beträffande säkerheten vid permanent deponering av kvicksilveravfall är att de tyska saltgruvorna kan erbjuda säkerhetsmässiga deponeringsförhållanden som väl motsvarar de krav på deponering i djupa berggrum som ligger bakom svensk lagstiftning.

De geologiska förutsättningarna innebär att man praktiskt och enkelt kan deponera långlivat stabiliserat kemiskt farligt avfall och – med väl placerad och lämpligt utformad deponi – räkna med synnerligen stora säkerhetsmarginaler mot att farliga ämnen skall kunna nå omgivningen och skada människor och miljö under mycket långa tider in i framtiden.

Samtidigt måste jag konstatera att underlaget i tillstånden beträffande frågor som rör säkerheten för människa och miljö under långa tider behöver sammanställas och möjligen kompletteras för att visa på den långsiktiga säkerheten. Detta gäller i än högre grad i det fall man önskar deponera metalliskt kvicksilver i sin flytande form, som nu diskuteras inom EU; på dagens kunskapsnivå kan endast deponering av väl stabiliserat kvicksilver deponeras och det krävs att en rad frågor ytterligare belyses för att en deponering av kvicksilveravfall i flytande form skall kunna övervägas.

12 Utredningens slutsatser

12.1 Kunskap att utforma anläggningar och värdera långsiktig säkerhet

Beträffande kunskapsläget bedömer jag att det finns tillräckliga och goda grunder för att nu genomföra det praktiska arbetet för slutförvaringen och i industriell skala förverkliga permanent deponering av kvicksilverhaltigt avfall. Det finns även kunskap och etablerad metodik för att i säkerhetsanalyser beräkna och visa att kvicksilveravfallet och liknande farligt avfall kan tas om hand i undermarksförvar på det långsiktigt säkra sätt som nu krävs i gällande lagstiftning.

12.2 Tekniska förutsättningar

Att det finns mycket goda tekniska förutsättningar att bygga säkra undermarksförvar i stabila geologiska formationer. En djupdeponi i svensk berggrund i gruva eller vid en befintlig berganläggning erbjuder möjligheter till slutförvaring av långlivat farligt avfall på ett tekniskt fördelaktigt sätt och med stora säkerhetsmarginaler. Det senare är naturligt med hänsyn till att avfallet omges av en massiv geologisk barriär. Deponering av långlivat potentiellt farligt avfall i undermarksförvar ger säkerhetsmässiga fördelar som vida överstiger dagens praxis med markförlagda deponier för sådant avfall i Europa

12.3 Genomförande i praktiken

Berörda inom näringslivet och samhället i övrigt delar uppfattningen att det finns ett växande överskott av kvicksilver inte bara i Sverige utan inom EU och globalt. Det råder därför en gemensam

uppfattning att en permanent slutlig deponering av detta överskott ska genomföras på ett målinriktat sätt och utan onödig fördröjning. Jag konstaterar också att avfallsinnehavarna i Sverige nu genomför arbete för att snarast möjligt påbörja deponering av befintligt avfall. Beroende på skilda förutsättningar – främst avfallsmängder – ser avfallsinnehavarna olika vägar att praktiskt genomföra slutförvaringen och leva upp till lagens krav.

Omfattande utvecklingsarbete och förhållandet med ej tidigare prövat tillståndsförfarande samt förändrade förutsättningar främst ny EU-lagstiftning innebär troligen att kravet att deponering helt skall ha genomförts före år 2015 inte kan realiseras.

12.4 Avfallets behandling och form

Gällande krav på behandling av avfall före deponering – för att underlätta hantering, minska risker och i övrigt bidra till att en säker hantering – innebär att allt avfall inklusive kvicksilver i metallisk form ska stabiliseras på lämpligt sätt före deponering.

Detta innebär att tekniken för att stabilisera flytande kvicksilver är en nyckelfråga för att praktiskt kunna genomföra deponering av stora delar av det svenska kvicksilveravfallet. För detta måste teknik vidareutvecklas och demonstreras i industriell skala. Förutsättningarna för detta bedömer jag som gynnsamma då det finns kunskap och goda erfarenheter av småskalig verksamhet inom berörd industri.

12.5 Direktdeponering av metalliskt kvicksilver

Ett alternativt förfarande till slutlig förvaring av kvicksilver som föreslagits i ett nytt EU-direktiv är att tillåta deponering under mark av behållare av stål innehållande metalliskt kvicksilver i sin flytande form. Jag anser att alternativet ger säkerhetsmässiga nackdelar vid deponering och aktualiserar nya frågor där adekvat kunskapsunderlag saknas i dag. Det krävs därför att en rad frågor klarlägges för att en deponering av flytande kvicksilver skall kunna övervägas.

För en praktisk tillämpning anser jag det rimligt att nödvändiga säkerhetsanalyser visar att säkerhetsmarginalerna motsvarar vad som kan uppnås med stabiliserat kvicksilver deponerat i djupa geologiska formationer t.ex. svensk berggrund.

Vidare noterar jag att rådande osäkerhet beträffande framtida EU-lagstiftning håller igen satsningar på teknik för att stabilisera flytande kvicksilver. Det är därför angeläget att snarast ange vad som kommer att gälla.

12.6 Kostnaderna

Den svenska marknaden för farligt avfall är volymmässigt relativt liten, varför de specifika kostnaderna för deponeringen blir höga, särskilt i de fall man ej kan samlokalisera undermarksdeponin med annan verksamhet. Den specifika kostnaden per ton beror självfallet av mängden deponerat avfall.

Den särskiljande kostnaden för att deponera långlivat kemiskt riskavfall beror på erforderliga investeringar för att bygga anläggningen då behandling och drift är rätt lika för de flesta deponeringsalternativ.

De lägsta kostnaderna får man naturligen vid deponering i befintliga undermarksförvar och i de fall man endast täcker deponeringens marginalkostnader. Att utnyttja befintliga undermarkssystem i en gruva eller berganläggning och endast bygga erforderliga förvarsutrymmen kan ge möjlighet att väsentligt hålla igen på investeringskostnaderna. Att nyetablera en anläggning torde endast bli aktuellt om de högre kostnaderna kan balanseras av andra fördelar såsom mindre behandling eller transporter etc.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att kostnaderna för deponering i tyska saltgruvor offererats till 3 000 kronor per ton, att Boliden Mineral AB bedömer att deponeringen kan kosta 100–300 kronor per ton och att investeringen per deponerat ton för ett mellansvenskt förvar kan vara upp till 45 000 kronor. Anledningen till att kostnaderna blir höga är att investeringarna måste slås ut på en liten mängd avfall, inte att anläggningen i sig är speciellt kostsam.

12.7 Deponering i undermarksförvar utanför Sverige

Av kostnadsskäl anser jag det motiverat att noga överväga de möjligheter som finns att utnyttja befintliga djupförvar utanför Sverige för att uppnå en säker undermarksdeponering av Sveriges relativt sett ringa volymer långlivat farliga avfall.

Befintliga deponier i tyska saltgruvor kan erbjuda säkerhetsmässiga deponeringsförhållanden som väl motsvarar de krav på säker deponering i berg som ligger bakom svensk lagstiftning. Även befintlig deponianläggning i Norge i yttlig berggrund erbjuder sannolikt goda möjligheter till säker förvaring över långa tider i det fall avfallet givits en lämplig behandling.

Samtidigt måste jag konstatera att underlaget i tillstånden för nämnda befintliga anläggningar beträffande frågor som rör säkerheten för människa och miljö under långa tider kan behöva sammanställas på ett bättre sätt och möjligen kompletteras. Detta gäller särskilt i det fall man önskar deponera kvicksilveravfall i sin flytande form och på det sätt, som diskuteras i ny EU-lagstiftning.

12.8 Annat långlivat farligt avfall

Ett antal metaller som kvicksilver, kadmium, bly och halvmetaller såsom arsenik är exempel på långlivat farligt avfall som kan vara aktuellt att deponera i undermarksförvar då de kan innebära risker för hälsa och miljö. Det har därför funnits skäl för utredningen att undersöka behoven för sådan förvaring och bredda studien till att även omfatta andra produkter där samhället anser det motiverat att ställa långsiktiga och kvalificerade förvaringskrav.

Min slutsats av detta är dock att – med dagens lagstiftning och praxis – behoven är begränsade då mängder av långlivat farligt avfall aktuellt för undermarksdeponering är ringa för överskådlig tid framåt.

12.9 Tillgång till undermarksförvar i Sverige

Sverige saknar en allmänt tillgänglig möjlighet inom landet att enkelt ta hand om och på ett kvalificerat sätt deponera olika typer av avfall med långlivad farlighet i ett undermarksförvar. För innehavare av enstaka mängder och/eller smärre innehav ser jag det som särskilt viktigt att ha tillgång till en central organisation som kan svara för erforderlig deponering i ett djupförvar.

En sådan möjlighet skulle underlätta och förenkla insamling och deponering av avfall i små mängder från många olika källor och borde ses som en naturlig del av den svenska infrastrukturen för avfallens omhändertagande

Med rådande skilda förutsättningar för berörda avfallsinnehavare finns det ej enligt min bedömning någon naturlig teknisk och organisatorisk grund att lägga ett utökat samhällsansvar på industrin. Sveriges begränsade marknad för undermarksdeponering innebär sannolikt att det krävs stöd från samhällets sida för att en undermarksdeponi skall bli byggd.

12.10 Lagstiftning

Dagens regelverk för avfall bygger på att det existerar lämplig infrastruktur för hantering och deponering och beaktar inte en situation där avfallet ej kan omedelbart tas omhand. Detta innebär att gällande lagstiftning inte på ett tidsmässigt realistiskt sätt beaktar avfallsinnehavarnas behov av att mellanlagra avfall t.ex. metalliskt kvicksilver i avvaktan på att slutliga lösningar utvecklas eller överenskommes.

De särskilda åtaganden och ansvar som följer av dagens skärpta krav vid hantering och deponering av långlivat farligt avfall anser jag ej helt adekvat beaktat i dagens lagstiftning. Säkerhet vid drift, försegling och över mycket långa tider framåt ställer krav på hög teknisk kompetens och ekonomisk och organisatorisk uthållighet hos de företag som svarar för verksamheten och även producenten av avfallet. Dagens lagstiftning med hittills förhållandevis begränsat ekonomiskt åtagande och där ansvaret för det omsorgsfulla omhändertagandet liksom ägandet kan relativt enkelt överföras på annan part behöver ses över och på ett bättre sätt än i dag ta hänsyn till avfallets långlivade karaktär.

Referenser

”Att slutförvara kvicksilverhaltigt avfall i djupa bergrum – Behandling av avfall samt teknik, möjligheter och krav för deponering. Delrapport M 2005:2 – Utredning om slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall, Stockholm 2006.

Utredningen har tillgång till ett mycket omfattande underlagsmaterial. Nedan redovisas ett urval som bedömts viktiga för att komplettera texten i rapporten.

- 1 Miljöbalken 1998:808.
- 2 Avfallsförordningen (2001:1063).
- 3 Förordning (2001:512) om deponering av avfall.
- 4 NFS 2004:10, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, juni, 2004.
- 5 Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.
- 6 Förordning om transport av avfall 1013/2006.
- 7 Direktiv om avfall 2006/12/EG april 2006 (tidigare 75/442/EG).
- 8 Direktiv 91/689/EEG om farligt avfall.
- 9 Direktiv 1999/31/EG 26 april 1999 om deponering av avfall.
- 10 Direktiv 2003/33/EG om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i och bilaga II till direktiv 1999/31/EG.
- 11 Förslag till förordning om exportförbud för och säker förvaring av metalliskt kvicksilver, 2006/0206(COD).

- 12 Direktiv 2006/11/EG om förorening genom utsläpp av vissa farliga ämnen i gemenskapens vattenmiljö.
- 13 EG 1013/2006, Förordning om transport av avfall.
- 14 SÖ 1991:22, Baselkonventionen om kontroll av gränsöverskridande transporter och slutligt omhändertagande av farligt avfall. Basel 22 mars 1989.
- 15 SOU 2001:58, ”Kvicksilver i säkert förvar”, juni 2001.
- 16 Naturvårdsverket Sveriges avfallsplan – Strategi för hållbar avfallshantering september 2005.
- 17 Naturvårdsverket, Deponering av avfall, Handbok med allmänna råd till förordning (2001:512). Maj 2004.
- 18 Naturvårdsverket, Utvärdering av genomförandet av deponeringsdirektivet februari 2003.
- 19 Naturvårdsverket rapport 4177, Avveckling av vårt dolda kvicksilverlager, Stockholm 1993.
- 20 Naturvårdsverket, rapport 4752 ”Slutförvar av Kvicksilver”, dec 1997. Jämte underlagsrapporter.
- 21 Naturvårdsverket rapport 4772” Löslighet och kemisk förbehandling av kvicksilver i slutförvar”, Höglund, L.O. och Södergren, S., 1997.
- 22 Naturvårdsverket, rapport 4768 ”Kvicksilverhaltigt avfall i Sverige – inventering, karakterisering och prioritering”, Pers, K., Karlsson, L.G. och Höglund, L.O., 1997.
- 23 Naturvårdsverkets, rapport 4771 ”Utsläpp av kvicksilver från slutförvar”, Södergren, S., Höglund, L.O., Birgersson, L. och Pers, K., 1997.
- 24 Naturvårdsverkets rapport 4771 ” Utsläpp av kvicksilver från slutförvar”, 1997.
- 25 KEMI Underlag till andra delen fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålet Giftfri Miljö.
- 26 Kemikalieinspektionen, rapport 2/04, ”Kvicksilver – utredning om generellt nationellt förbud”, juni 2004.

- 27 Naturvårdsverket/Kemikalieinspektionen, Strategi för arbetet med kvicksilver, kadmium och bly inom EU och internationellt, Stockholm 2004.
- 28 MiMi/MISTRA, ”Åtgärder mot miljöproblem från gruvavfall”, slutrapport, Höglund, L.O. och Herbert, R. m.fl., Stockholm dec 2004.
- 29 Svensson M, “Mercury Immobilization – A requirement for Permanent Disposal of Mercury Waste in Sweden”, Örebro 2006.
- 30 SAKAB AB .Faktablad beträffande Stabmerc Technology for metallic and oxidized mercury, www.sakab.se
- 31 SAKAB AB, S. Kummel, Information till utredning M2005:2, Göteborg 2007.
- 32 Emcoplate AB, Faktablad beträffande MercStab metoden, www.mercstab.se
- 33 SKB FUD-program 2007, september 2007.
- 34 SKB ”Plan 2006 – Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter”, juni 2006.
- 35 SKB TR-00-12 What requirements does the KBS-3 repository make on the host rock?” 2000.
- 36 SKB , Samlad redovisning av metod, platsval och program inför platsundersökningsskedet, Stockholm dec 2000.
- 37 SKB – SKB TR –99-28, “Deep repository for long-lived low- and intermediate- level waste”, Stockholm November 1999.
- 38 SKB SKB R-97-23 Farliga ämnen i människans omgivning.
- 39 MAYASA, EU Environment, LIFE06, PREP/E000003, Brussels 2006.
- 40 J. Wuttke, Federal Environment Agency, Germany, Hazardous Waste Management in Germany, report to OECD Committee Radioactive waste in perspective, Paris 2007.

Kommittédirektiv



Slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall

Dir.
2005:83

Beslut vid regeringssammanträde den 7 juli 2005

Sammanfattning av uppdraget

En särskild utredare tillkallas för att bidra till ett effektivt genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar (se prop. 2002/03:117, bet. 2003/04:MJU4, rskr. 2003/04:13). Den särskilda utredaren skall agera som en samordnande aktör för att stödja och samordna arbetet med att ta fram metoder och lämplig kemisk form för sådan deponering. Arbetet att samordna genomförandet skall ske med beaktande av tekniska, miljö- och hälsomässiga, sociala och samhällsekonomiska aspekter.

Om möjligt bör en gemensam lösning uppnås. Utredaren skall därför verka för att en sådan kan utvecklas. Den särskilda utredaren skall vidare samordna arbetet med att ta fram förslag till finansiering och lokalisering av ett förvar.

Den särskilda utredaren skall redovisa till regeringen hur avfallsägarnas arbete fortskrider och vilka initiativ till samverkan som utredaren har tagit. En första delrapportering skall ske senast den 31 maj 2006 avseende förslag till kriterier för det djupa bergförvaret samt förslag till kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet. Den särskilda utredaren skall lämna en slutlig redovisning av arbetet, med förslag till fortsatt arbete, senast den 31 december 2007.

Bakgrund

Miljöaspekter och beslut om avveckling av kvicksilveranvändning

Kvicksilver är en mycket giftig och bioackumulerande metall som kan orsaka omfattande skador på hälsa och miljö. Kvicksilver och dess föreningar, främst metylkvicksilver, har framför allt negativa

effekter på nervsystemet och dess utveckling men även på hjärtskärtsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet samt njurarna. Kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver av naturliga processer och bioackumuleras i näringskedjan. Sverige har infört restriktioner för användning av kvicksilver och även ett exportförbud för kvicksilver samt kemiska föreningar och beredningar där kvicksilver ingår.

Enligt det av riksdagen fastställda miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö (prop. 1997/98:145, bet. 1998/99: MJU6, rskr. 1998/99:183) skall halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön vara nära bakgrunds nivåerna inom en generation. Vidare skall den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen vara nära noll vid samma tidpunkt. Regeringen och riksdagen har därutöver beslutat om en kemikaliestrategi för Giftfri miljö (prop. 2000/01:65, bet. 2000/01: MJU15, rskr. 2000/01:269). Av denna framgår att nyproducerade varor så långt möjligt skall vara fria från kvicksilver senast 2003. Ämnet skall inte heller användas i produktionsprocesser om inte företaget kan visa att hälsa och miljö inte kan komma till skada. Befintliga varor som innehåller kvicksilver skall hanteras på ett sådant sätt att kvicksilvret inte läcker ut i miljön. Målsättningen är att användningen av kvicksilver med vissa undantag skall ha upphört senast 2010.

Regeringen har i propositionen Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp (prop. 2002/03:117) redovisat bedömningen att kvicksilver senast 2015 bör slutförvaras i djupt bergförvar (jämför även Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver och betänkandet Kvicksilver i säkert förvar (SOU 2001:58)). Riksdagen delade regeringens bedömning (bet. 2003/04: MJU4, rskr. 2003/04:13). Till skillnad från ytlig förvaring bedöms ett djupt bergförvar isolera det kvicksilverhaltiga avfallet från biosfären under mycket långa tidsrymder och kan utformas så att kommande generationer inte behöver belastas med underhålls- och tillsynsansvar.

Kvicksilvermängder aktuella för slutförvar

Till följd av pågående och tidigare användning kommer det 2010 att finnas stora mängder kvicksilverhaltigt avfall som måste tas om hand och förvaras på ett säkert sätt. Gränsvärden för vilket kvick-

silverhaltigt avfall som skall omfattas av bestämmelserna om ett slutförvar är satta med hänsyn till att så stor andel som möjligt av det kvicksilverhaltiga avfallet skall omfattas. Tidigare utredningar har visat att 60 procent av den totala mängden kvicksilver finns i avfall med kvicksilverhalter över 1 procent. Sätter man en undre gräns vid en kvicksilverhalt av 0,1 procent omfattas ca 75 procent av den totala mängden kvicksilver som finns i avfall. Resterande mängd är till övervägande del utspädd i mycket stora avfallsvolymer. De avfallsägare som framför allt berörs är Boliden AB, Sydkraft SAKAB AB, Hydro Polymers AB och Akzo Nobel Base Chemicals.

För närvarande uppgår Bolidens lagrade avfall med en kvicksilverhalt överstigande en procent till ca 8 000 ton, vilket motsvarar cirka 330 ton kvicksilver. Därutöver tillkommer enligt kretsloppspropositionen (2002/03:117) årligen 400 ton avfall, som innehåller drygt 20 ton kvicksilver. Mängden kvicksilver från kloralkaliindustrin (Hydro Polymers AB och Akzo Nobel Base Chemicals) bedöms 2010 vara 400 ton kvicksilver. SAKAB:s lager av kvicksilverhaltigt avfall uppgår för närvarande till ca 2 000 ton, varav ca 1 000 ton har en kvicksilverhalt över en procent. Mängden kvicksilver i SAKAB:s avfall uppskattas till 80 ton. Därutöver förvarar SAKAB ca 30 ton kvicksilver från 1 800 ton batterier som nu är under upparbetning. I dagsläget är ca 600 ton av batterierna upparbetade. Det tillkommer vidare 50–100 ton kvicksilverhaltigt avfall varje år. Naturvårdsverket har uppskattat att det finns ett stort dolt lager av varor och produkter i samhället som innehåller kvicksilver. Dessa skall successivt fasas ut och tas om hand. Cirka två ton kvicksilver per år omsätts i tillåtna användningar i övrigt. Vidare finns det kvicksilverhaltigt avfall som innehåller mindre än en procent kvicksilver.

Sammanfattningsvis kommer det 2010 att finnas uppskattningsvis 15 000 ton kvicksilverhaltigt avfall med en högre halt kvicksilver än en procent. Det skulle motsvara 1 100 ton kvicksilver. Vidare skulle det finnas 51 000 ton avfall med en kvicksilverhalt om 0,1–1 procent kvicksilver, vilket skulle motsvara ca 300 ton kvicksilver. För tiden efter 2010 skulle Boliden AB möjligen kunna fortsätta att tillföra förvaret 20 ton kvicksilver om året, beroende på att malm naturligt kan innehålla kvicksilver. I övrigt skulle den årliga tillförseln bli mycket låg, eftersom man hoppas att insamlingskampanjer då har fångat upp vad som rimligen kan fångas upp

av det ”dolda lagret” i samhället. Återstående tillåten kvicksilveranvändning skall ske i slutna kretslopp.

Vilket kvicksilverhaltigt avfall skall förvaras i djupt bergförvar?

Enligt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) i dess lydelse fr.o.m. den 1 augusti 2005 skall avfall som innehåller minst 0,1 viktprocent kvicksilver och som inte är slutligt deponerat i enlighet med tillstånd meddelat med stöd av miljöbalken eller föreskrifter meddelade med stöd av balken senast den 1 januari 2015 bortskaffas genom djupt bergförvar. Från och med 2010 införs en dispensmöjlighet som innebär att Naturvårdsverket i det enskilda fallet får medge dispens om föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som oskäligt. Om avfallet innehåller mer än 1 viktprocent kvicksilver får dispens medges endast om det finns synnerliga skäl eller om det är fråga om så små mängder avfall att föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som uppenbart oskäligt. Att en dispensmöjlighet införs först 2010 beror på att en skälighetsavvägning förutsätter att de närmare förutsättningarna för ett djupt bergförvar är klara.

En anläggning för permanent lagring av kvicksilveravfall med minst 0,1 viktprocent kvicksilver i djupt bergförvar kräver tillstånd från miljödomstol

Behovet av en utredning

En stabil form som är lämplig för förvaring i djupt bergförvar kräver någon form av bearbetning av avfallet. Varken Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver eller betänkandet Kvicksilver i säkert förvar (SOU 2001:58) tar dock ställning till någon särskild metod utan hänvisar i frågan till avfallsägarnas bedömning.

Det avfall med mer än 0,1 procent kvicksilver som kommer att finnas 2010 har olika kemisk form. Kloralkaliindustrins avfall (Hydro Polymers AB och Akzo Nobel Base Chemicals) är metalliskt kvicksilver och motsvarar knappt en tredjedel av kvicksilvret. Boliden AB:s kvicksilver motsvarar drygt hälften av kvicksilvret och finns i stora mängder avfall som utöver kvicksilver även innehåller koppar, arsenik, zink, bly och kadmium. Åter-

stående mängd kvicksilver (i huvudsak SAKAB:s kvicksilver) återfinns även det i stora mängder avfall.

I enlighet med principen om förorenarens ansvar bör berörda avfallsägare bära ansvaret för att ett djupt bergförvar kommer till stånd. Företagen bör bl.a. ta ställning till metod och lämplig kemisk form för deponering i ett djupt bergförvar. Företrädesvis bör avfallsägarna samarbeta om en gemensam lösning. En samordnande aktör behövs dock för att samordna arbetet, detta gäller inte minst frågan om finansiering och lokalisering av ett förvar. I uppdraget ingår därför att den särskilda utredaren skall stödja avfallsägarnas arbete med att ta fram metod och lämplig kemisk form för deponering i djupt bergförvar.

Det kan vara lämpligt att avfallsägarna i ett första skede tar fram förslag till lämplig kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet och andra kriterier för ett djupt bergförvar som skall vara säkert för miljön och stabilt på lång sikt. Den särskilda utredaren skall därför i första skedet samordna framtagandet av dessa förslag och lämna dessa i en delrapport.

Uppdraget

En särskild utredare tillkallas för att effektivt bidra till avfallsägarnas genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar. Den särskilda utredaren skall utgå från propositionen Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp (prop. 2002/03:117, bet. 2003/04:MJU4, rskr. 2003/04:13) samt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) i dess lydelse fr.o.m. den 1 augusti 2005. Vidare skall utredaren särskilt beakta tekniska, miljö- och hälsomässiga, sociala och samhällsekonomiska aspekter på anläggandet av ett djupt bergförvar.

Utredaren skall i ett första skede stödja och samordna avfallsägarnas arbete med att utreda vilka alternativa metoder och lämpliga kemiska former som krävs för deponeringen. Därutöver skall utredaren stödja och samordna avfallsägarnas arbete med att ta fram och verifiera kriterier för det djupa bergförvaret när det gäller bl.a. miljömässig säkerhet och långsiktig stabilitet. Om enighet inte kan nås skall utredaren förorda en eller flera lämpliga metoder.

Den särskilda utredaren skall verka för att berörda avfallsägare överväger möjligheten till gemensamma lösningar och samordna

avfallsägarnas arbete med att lämna förslag till finansiering och lokalisering av förvaret.

Utredaren skall vidare i tidsplaneringen av sitt arbete beakta att en anläggning för permanent lagring av kvicksilveravfall med minst 0,1 viktprocent kvicksilver i djupt bergförvar kräver tillstånd från miljödomstol. Utredaren skall i sitt arbete särskilt beakta miljöbalkens hänsynsregler samt de krav på alternativredovisningar som lagstiftningen ställer.

Arbetets genomförande och tidsplan

Den särskilda utredaren skall genomföra sitt arbete i samarbete med berörda avfallsägare. Utredaren skall vidare samverka med Naturvårdsverket samt föra en dialog med andra berörda myndigheter och relevanta intresseorganisationer. Vad gäller metoder, kriterier och riskbedömningar för ett djupt bergförvar skall relevant expertis tillfrågas. När det gäller lokalisering av förvaret skall utredaren samråda med Sveriges kommuner och landsting samt aktuella kommuner.

I arbetet skall hänsyn tas till slutsatser i Dialogprojektet (SKI TR 93:34-36). Utredaren skall i sitt arbete med framtagande av kriterier för såväl metodval och lokalisering prioritera processer där olika intressenter, såväl nationella som lokala, har möjlighet att aktivt delta på ett tidigt stadium. Utredaren skall utvärdera och vidareutveckla Naturvårdsverkets förslag till lokaliseringsfaktorer för ett slutförvar (Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver).

Den särskilda utredaren skall bedöma och redovisa vilka miljömässiga och samhällsekonomiska effekter förslagen kan få.

Den särskilda utredaren skall rapportera till regeringen hur avfallsägarnas arbete fortskrider och vilka initiativ till samverkan som utredaren har tagit. En första delrapportering skall ske senast den 31 maj 2006 när det gäller förslag till kriterier för det djupa bergförvaret samt förslag till kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet. Den särskilda utredaren skall lämna en slutlig redovisning av arbetet, med förslag till fortsatt arbete, senast den 31 december 2007.

(Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet)

Kommittédirektiv

**Tilläggsdirektiv till Utredningen om slutförvar
av kvicksilverhaltigt avfall (M 2005:02)****Dir.
2007:31**

Beslut vid regeringssammanträde den 1 mars 2007

Sammanfattning av uppdraget

Utredaren skall aktivt medverka till att ta fram en kostnadsbedömning för byggande och drift av slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall på olika platser i Sverige. Olika lösningar som ökar kostnadseffektiviteten bör undersökas, exempelvis samordning med annan industri- eller förvaringsverksamhet.

Utredaren skall i det sammanhanget också analysera om det finns annat farligt och långlivat avfall för vilket ett djupförvar skulle vara miljömässigt motiverat. Samhälls- respektive företags-ekonomiska för- och nackdelar med ett breddat djupförvar skall redovisas, inklusive hur kostnadsbilden förändras för innehavare av kvicksilverhaltigt avfall.

Utredaren skall även beskriva vilka alternativa lösningar för förvaret som finns att tillgå i Norden och inom EU samt jämföra dessa med möjliga lösningar i Sverige.

Bakgrund

Kvicksilver är en mycket giftig och bioackumulerande metall som kan orsaka omfattande skador på hälsa och miljö. Regeringen har i propositionen Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp (prop. 2002/03:117) redovisat bedömningen att kvicksilver senast 2015 bör slutförvaras i djupt bergförvar (jämför även Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver och betänkandet Kvicksilver i säkert förvar [SOU 2001:58]). Riksdagen delade regeringens bedömning (bet. 2003/04:MJU4, rskr. 2003/04.13). Till skillnad från ytlig förvaring bedöms ett djupt bergförvar isolera det

kvicksilverhaltiga avfallet från biosfären under mycket långa tidsrymder och kunna utformas så att kommande generationer inte behöver belastas med underhålls- och tillsynsansvar.

Regeringen har tillkallat en särskild utredare (dir. 2005:83) med uppgift att bidra till ett effektivt genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar. Enligt direktiven skall utredaren agera som en samordnande aktör för att stödja arbetet med att ta fram metoder och lämplig kemisk form för sådan deponering. Därutöver skall utredaren bl.a. stödja och samordna avfallsägarnas arbete att ta fram och verifiera kriterier för det djupa bergförvaret när det gäller miljömässig säkerhet och långsiktig stabilitet. Utredaren skall även verka för att berörda avfallsinnehavare överväger möjligheter till gemensamma lösningar samt former för organisation och finansiering. Ett delbetänkande har lämnats i juni 2006 med bl.a. förslag till kriterier för det djupa bergförvaret samt förslag till kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet. En slutlig redovisning av arbetet, med förslag till fortsatt arbete, skall lämnas senast den 31 december 2007.

Sedan utredningen påbörjades har arbetet med att analysera och utreda slutförvarsfrågans praktiska genomförande pågått hos berörda avfallsägare - Boliden AB, SAKAB AB samt Eka Chemicals AB och Hydro Polymers AB – i samråd med utredningen och berörda myndigheter.

Boliden AB innehåller ca hälften av Sveriges kvicksilveravfall och kommer vid fortsatt gruvbrytning och smältverkshantering att innehålla huvuddelen av Sveriges tillkommande kvicksilveravfall. Enligt delbetänkandet har Boliden AB för sin speciella situation dragit slutsatsen att man inte ser några fördelar att deponera sitt kvicksilveravfall i en för svensk industri gemensam anläggning. Företaget utreder därför i dag möjligheterna att slutligt deponera sitt kvicksilveravfall samt annat liknande farligt avfall samordnat med sin gruvverksamhet i Västerbotten.

För att kunna deponera övrigt kvicksilverhaltigt avfall i svensk berggrund krävs därför att man bygger ytterligare en anläggning. Då Boliden AB enligt sin planering inte kommer att bidra till finansieringen blir kostnaderna för övriga avfallsägare högre jämfört med ett gemensamt förvar.

Av delbetänkandet framgår att Sveriges klor-alkaliföretag, Eka Chemicals AB i Kungälv och Hydro Polymers AB i Stenungsund, har avvecklat respektive kommer att avveckla sina kvicksilverprocesser. Företagens planering ansluter till det förslag till export-

förbud samt säker lagring av metalliskt kvicksilver som EG-kommissionen presenterade i oktober 2006 och som bygger på en preliminär överenskommelse om säker transport och lagring mellan klor-alkaliindustrins samarbetsorganisation Eurochlor och kommissionen.

Eka Chemicals AB har ansökt om tillstånd att få lagra sitt existerande innehav av metalliskt kvicksilver vid företaget i Kungälv medan Hydro Polymers avfall i Stenungsund kommer att behövas tas om hand när processen läggs ner 2010.

SAKAB AB behandlar och innehar olika typer av kvicksilverhaltigt avfall. Avfall med halter över 0,1 procent samt i metallisk form mellanlagras för närvarande vid SAKAB AB:s anläggningar i Kumla. Enligt delbetänkandet är önskemålet från företagets sida att föra ut en betydande del av detta avfall för deponering i tyska saltgruvor.

Gällande regler

Enligt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) i dess lydelse fr.o.m. den 1 augusti 2005 skall avfall som innehåller minst 0,1 viktprocent kvicksilver och som inte är slutligt deponerat i enlighet med tillstånd meddelat med stöd av miljöbalken eller föreskrifter meddelade med stöd av balken senast den 1 januari 2015 bortskaffas genom djupt bergförvar. Från och med 2010 införs en dispensmöjlighet som innebär att Naturvårdsverket i det enskilda fallet får medge dispens om föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som oskäligt. Om avfallet innehåller mer än 1 viktprocent kvicksilver får dispens medges endast om det finns synnerliga skäl eller om det är fråga om så små mängder avfall att föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som uppenbart oskäligt. Att en dispensmöjlighet införs först 2010 beror på att en skälighetsavvägning förutsätter att de närmare förutsättningarna för ett djupt bergförvar är klara.

En anläggning för permanent lagring av kvicksilveravfall med minst 0,1 viktprocent kvicksilver i djupt bergförvar kräver tillstånd från miljödomstol.

Utredningsbehovet

Klor-alkaliindustrins överskott av kvicksilver – förslag till ny EGlagstiftning

För klor-alkaliindustrin innebär EG- kommissionens förslag till ny förordning att överskott av kvicksilver från denna industri skulle kunna tas om hand som flytande kvicksilver i stålbehållare som deponeras i saltgruvor eller mellanlagras i särskilda förvar, bl.a. i avvaktan på att teknik tas fram för att stabilisera produkten. Förhandlingar mellan rådet och Europaparlamentet om kommissionens förslag kommer att inledas i mars 2007.

Möjligheten att garantera tillräcklig säkerhet för deponerat kvicksilver i flytande form liksom frågan om det kan finnas andra geologiska formationer som lämpar sig för förvar blir nyckelfrågor i förhandlingarna. Enligt kommissionens förslag krävs att säkerheten för hälsa och miljö vid deponering av flytande kvicksilver, särskilt under mycket långa tider framåt, behöver redovisas för myndigheternas bedömning. Detta kan även gälla vid deponering av avfall med högt innehåll av kvicksilver där det i dag kan finnas begränsningar beträffande högsta halt vid mottagning. Den föreslagna lagstiftningen aktualiserar även frågor som rör mellanlagring av kvicksilveravfall.

Avfallets behandling - ökade satsningar önskvärda

Samhällets krav på avfallets behandling och lämplig kemisk form vid deponering är en grundläggande fråga för slutförvarets miljömässiga säkerhet. Behov av forskning och teknikutveckling mot kostnadseffektiva lösningar har förstärkts, inte minst genom ny EU-finansierad forskning inom området. Utöver frågor som rör stabilisering av avfallet är det viktigt att utreda teknik för direkt-deponering av kvicksilverhaltigt avfall och samspel med omgivande naturliga eller tillverkade barriärer.

Möjligheter till kostnadseffektivare lagring i svensk berggrund

I tidigare utredningar har kostnaderna för att lokalisera, bygga och driva ett svenskt djupförvar uppskattats vara väsentligt högre än för t.ex. deponering i tyska saltgruvor. Kostnadsunderlaget är dock

osäkert och kan variera högst väsentligt beroende på hur slutförvaringen kan komma att utformas. De uppskattningar som hittills gjorts kan heller inte på ett godtagbart sätt användas som underlag för en avvägning mellan miljönytta och kostnader. Det krävs därför ett mer konkret och detaljerat underlag innan ett ställningstagande till eventuella investeringar för förvaret kan göras.

Enligt gällande direktiv skall utredaren ha en stödjande och samordnande roll medan avfallsägarna själva förväntas ta fram ett fördjupat underlag kring djupt bergförvar, t.ex. en inventering av förvarsplatser samt en säkerhetsbedömning av platserna. Med hänsyn till att avfallsägarnas möjligheter och incitament förändrats sedan utredningen startade, bör utredaren fortsättningsvis mer aktivt medverka till att ett sådant underlag tas fram.

Hittills har främst kvicksilverhaltigt avfall varit föremål för samhällets utredningar om slutförvar. Det kan emellertid finnas annat farligt och långlivat avfall för vilket ett djupt bergförvar också skulle kunna vara väl motiverat för att långsiktigt skydda människa och miljö. En sådan breddad avfallsbas för ett svenskt djupförvar kan reducera kostnaderna för innehavare av kvicksilverhaltigt avfall, varför det är angeläget att utredningen ges tilläggsdirektiv om att studera denna möjlighet.

Den fortsatta dialogen med berörda avfallsägare bör även vinna på utarbetande av ett breddat beslutsunderlag som belyser möjligheter och svårigheter med alternativa slutförvar, i Norden och inom EU, på kortare och längre sikt. Det vore bland annat värdefullt att dokumentera och jämföra miljö- och hälsomässig säkerhet, kommande generationers ansvar för underhåll och tillsyn, kostnadseffektivitet vid transport och lagring samt rättsliga ansvarsförhållanden för de olika alternativen.

Uppdraget

Utredaren skall aktivt medverka till att ta fram en kostnadsbedömning för byggande och drift av slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall på olika platser i Sverige. Exempelvis bör utredaren vid behov initiera nödvändiga konsultstudier för säkerhetsbedömning av möjliga förvarsplatser och för detaljerade ekonomiska analyser av etablering och drift. Olika lösningar som ökar kostnadseffektiviteten bör undersökas, exempelvis samordning med annan industri- eller förvaringsverksamhet.

Utredaren skall i det sammanhanget också analysera om det finns annat farligt och långlivat avfall för vilket ett djupförvar skulle vara miljömässigt motiverat, exempelvis avfall som innehåller asbest, kadmium, bly eller sexvärt krom. Berörda avfallsägare och aktuella avfallsvolymer skall identifieras. Samhälls- respektive företagsekonomiska för- och nackdelar med ett breddat djupförvar skall redovisas, inklusive hur kostnadsbilden förändras för innehavare av kvicksilverhaltigt avfall.

Utredaren skall även beskriva vilka alternativa lösningar för förvaret som finns att tillgå i Norden och inom EU samt jämföra dessa med möjliga lösningar i Sverige. I jämförelsen skall bl.a. ingå graden av miljö- och hälsomässig säkerhet, kommande generationers ansvar för underhåll och tillsyn samt kostnadseffektivitet vid transport och lagring. Det skall också beskrivas vilka rättsliga ansvarsförhållanden som gäller mellan avfallsinnehavare, slutförvarsinnehavare och staten i de olika alternativen. Analysen bör ha ett kortsiktigt (ca 50 år) och ett långsiktigt (över 1000 år) perspektiv.

Arbetet skall genomföras i samråd med berörda myndigheter och avfallsinnehavare. Slutlig redovisning av uppdraget skall lämnas senast den 31 december 2007.

(Miljödepartementet)

Bolidens planer till följd av lagens krav på djupdeponering av kvicksilveravfall – Lägesrapport, december 2007

Michael Borell
Boliden Mineral AB

Innehåll

Allmänt.....	103
1 Bolidens avfallsgenererande processer – historiskt och framåt	103
1.1 Avfall som genereras i dagens verksamhet	104
1.2 Äldre avfall.....	108
2 Rönnskärs deponeringsstrategi.....	110
2.1 Deponifrågan – kort historisk tillbakablick	110
2.2 Rönnskärs nya deponeringsstrategi för farligt processavfall 2005.....	111
2.3 Strategins huvudpunkter.....	111
2.4 Bakgrund och kommentarer till den nya strategin.....	112
3 Avfallets behandling och förpackning	114
3.1 Behandling	114
3.2 Förpackning.....	115
4 Djupdeponi – utförande och drift.....	116
4.1 Allmänt om djupdeponering	116
4.2 Lokalisering och huvudalternativ	116

4.3	Utformning av gruvalternativet – Åkulla.....	119
4.3.1	Förutsättningar	119
4.3.2	Utnyttjande av ramper och brytningsrum	120
4.3.3	Tillkommande strukturer i anläggningen.....	122
4.4	Utformning av ett Rönnskärsalternativ	122
4.4.1	Förutsättningar och grundläggande principer	122
4.4.2	Ramp och andra transportvägar	123
4.4.3	Deponirum	124
4.4.4	Omhändertagande och rening av lakvatten (Åkulla + Rönnskär).....	125
4.4.5	Stängning av deponin (Åkulla + Rönnskär)..	126
4.5	Drift av djupdeponin (Åkulla + Rönnskär)	127
4.5.1	Allmänna förutsättningar	127
4.5.2	Öppning och tömning av tillfälliga avfallslager	127
4.5.3	Transport av avfallet till deponin.....	129
4.5.4	Omhändertagande och inpackning av avfallet i deponin.....	130
4.5.5	Minskning/styrning vattenomsättningen i det deponerade avfallet eller anläggning av barriärer	131
4.5.6	Omhändertagande och rening av lakvatten....	131
4.5.7	Stängning och försegling av deponin.....	131
5	Miljö- och säkerhetsaspekter	132
5.1	Allmänt.....	132
5.2	Behandlingen av avfallet innan det deponeras	132
5.3	Spridningen av föroreningar från deponin – omfattning och möjliga vägar	133
5.4	Exponering för föroreningar från deponin	134
5.5	Risker i samband med transporten av avfallet	135
5.6	Möjliga skyddsåtgärder	135
5.7	Skillnader mellan gruvalternativet och Rönnskärsalternativet.....	136
6	Tidplaner	136
7	Kostnader	137
7	Slutord	138

Allmänt

Vid Rönnskärsverken utvinns koppar, bly, guld, silver, zinkklinker och flera biprodukter som t.ex. svavelsyra och flytande svaveldioxid. Råvaran är mineralkoncentrat från gruvor och olika återvinningsmaterial, bland annat elektronikskrot. Rönnskär är en av världens största anläggningar för återvinning av koppar, guld och zink. Av den totala metallproduktionen har 25 procent koppar, 40 procent guld och 75 procent av zinken sitt ursprung från återvinningsmaterial. Rönnskär är i dag ett av världens effektivaste och mest miljöanpassade smältverk.

Smältverket byggdes 1928-30 för att processa den malm som hittades i Boliden 1924 – starten för Bolidenbolaget. Antal anställda är cirka 860. Nuvarande miljötillstånd utfärdades av Koncessionsnämnden för Miljöskydd 1998. Arbete med att ta fram en ny tillståndsansökan för omprövning av verksamheten i Miljödomstol pågår. I denna ansökan kommer slutdeponering i djupt bergförvar att ingå.

1 Bolidens avfallsgenererande processer – historiskt och framåt

De volymmässigt största avfallen som genereras på Rönnskär är slagg som bildas vid kopparsmältningen respektive blysmältningen. Eftersom dessa avfall ej är aktuella för djupdeponering kommer de endast att nämnas i förbigående i denna rapport. Redovisningen koncentreras på de övriga typer av avfall som innehåller kvicksilver eller i övrigt är klassade som farliga avfall och omfattas av Rönnskärs deponeringsstrategi.

Processavfall uppstår i smältverket på grund av att malmer och smältmaterial i varierande grad innehåller föroreningar som t.ex. As, Cd, Hg, Sb och Bi. I reningsprocesserna avskiljs föroreningarna som deponiavfall i form av stoft eller slam. Cirka 8 000 ton processavfall uppkommer årligen och lagras på industriområdet, varav 5 procent har en kvicksilverhalt över 1 procent. Totalt finns lagrat drygt 250 000 ton processavfall, klassat som farligt, varav cirka 7 000 ton med Hg-halt 1–10 procent. 51 000 ton med Hg-halt 0,1–1 procent, varav 25 000 ton med Hg-halt cirka 0,1 procent.

Mängder, metallinnehåll och lagringsplats för avfallen, exkl. kopparslagg, redovisas i tabell 1.

Tabell 1 Fallande och historiska processavfall som lagras på Rönnskär

Processavfall som genererats t.o.m. 2006

Material	Lagrad mängd ton torrvikt	Typanalyser (%)						Deponi- klass*
		Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd	
F1-stoft	77 503	0,3	17	42	1	<0,01	0,4	1
K1-stoft	60 036	1	14	28	1	<0,01	1,4	1
Rostugnsstoff fr.o.m. -94	4 893	13	1,1	1,3	6	5	0,004	1
Gasreningsslam	2 887	4	2	40	1,2	3	0,08	1
Aktivt kol	944	0,04	-	0	0,2	4	<0,01	1
Selenfiltermassa	109	-	-	-	0,1	3		1
Kalkslam fr. reningsverk	58 668	0,01	0,8	0,02	0,04	0,002	0,002	2
SUMMA	146 372							

Äldre restprodukter/processavfall från tidigare produktion

Material	Lagrad mängd ton torrvikt	Typanalyser (%)						Deponi- klass*
		Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd	
Blykaldoslam	20 000	0,6	9	13	4	0,01	2	1
Vätverksslam (torrt)	13 600	3	0,6	6,5	24	0,45	0,04	1
Kalkslam fr. arsenikverk	10 700	0,7	0,3	1,3	45	0,08	0,01	1
Selenrostgods	7 100	2	1	8	5	0,09	0,06	1
Rostugnsstoff 1975-93	1 270	0,1	0,02	0,02	70	0,1	0,001	1
Rostugnsstoff före 1975	3 100	6	3	4	17	0,8	0,02	1
Sulfidslam	25 000	3	10	6	20	0,3	0,6	1
Vätverksslam (vått)	4 000	4	1,3	3	28	0,8	0,01	1
V-selen slam	70	0,3	0,1	1,5	39	7	0,003	1
Slam från östra dammen	22 800	1,3	5,4	4,5	5	0,1	0,9	1
SUMMA	107 640							

1.1 Avfall som genereras i dagens verksamhet

Slagg från kopparhytta resp. flashugn, inert avfall, som nyttiggörs eller upparbetas

Den stora mängden processavfall som uppstår på Rönnskär är slagg från kopparhyttan/fumingverket och flashugnen. Totalt rör det sig om cirka 420 000 ton per år, där 60 procent av mängden härrör från hyttan och resten från flashugnen. Slaggen som bildas består huvudsakligen av järn och kisel. Järnet ingår som ett av grund-

ämnena i kopparkoncentraten och kisel tillsätts i form av ren kvartssand. Slaggen som bildas blir en svart glasartad förening som är mycket stabil mot utlakning. Slaggen från kopparhyttan förs över till fumingverket där den renas från koppar, bly och zink varefter den granuleras i vatten så att en sand bildas i fraktionen 0,5-3 mm. Den granulerade slaggen marknadsförs för byggändamål under namnet järnsand och praktiskt taget all denna slagg nyttiggörs på detta sätt. Ingen sådan slagg deponeras för närvarande.

Flashslaggen kyls ner, krossas och sänds till anrikning i Boliden för utvinning av koppar. Kopparkoncentratet sänds till Rönnskär medan avfallet från flotationen deponeras på sandmagasin.

Blyslag från blyprocessen, farligt avfall, recirkuleras

Blyslag genereras vid blyproduktionen i kaldoverket. Slaggen har basisk karaktär och innehåller cirka 25 procent CaO, 4 procent Pb och 17 procent Zn. Slaggen går till ramp för kylning. Därefter krossas den och matas in i fumingverket i syfte att utvinna Zn-innehållet. cirka 13 000 ton per år uppstår, hela mängden recirkuleras.

Sulfidslam från processvattenreningsverket, farligt avfall, recirkuleras

I vattenreningsverket behandlas tungmetallförorenade processvatten samt regn- och spolvatten. I reningsverket utfälls tungmetaller, neutraliseras syra och utfälls fluorider genom kalkslam.

I första reningssteget fälls tungmetaller med sulfid, som fällningskemikalie används grönlut från massaindustrin. Slammet avskiljs genom sedimentering i förtjockare. Vattnet behandlas sedan i ett andra steg med kalk, varvid gips och kalciumfluorid utfälls. Fällningen avskiljs i en sättningsbassäng. Det renade vattnet utleds via avlopp eller en utjämningsbassäng, Östra Dammen, till havet. Det uppkomna sulfidslammet återförs in i kopparsmältverket (rostugnen) för återvinning av värdemetallerna. Sulfidslammet innehåller bl.a. cirka 25 procent Zn och 0,3 procent Hg. cirka 4 400 ton per år uppstår, hela mängden recirkuleras.

Kalkslam från processvattenreningsverket, icke farligt avfall, slutdeponeras på Rönnskär

Kalkslam uppkommer vid det sekundära fällningssteget i processvattenreningsverket.

Fluor fälls ut som kalciumfluorid och dessutom sker utfällning av gips.

Slammet avsätts i den s.k. Norra dammen vid vattenreningsverket, avvattnas i en intilliggande damm och deponeras slutligt på Deponiplats 16. Slammet innehåller cirka 20 procent, F 4 procent, S 10 procent, Zn 0.8% samt övriga metaller i halter <0,05 procent. För närvarande cirka 3 000 ton tills vidare per år.

Gasreningsstoft från kopparverket (K1) och Fumingverket (F1), farligt avfall, lagras

I kopparverket och fumingverket uppkommer två typer av gasreningsstoft. Det ena stoftet uppkommer i konvertrarnas gasrening (K1), det andra vid fumingverkets gasrening (F1). Dessa stoft innehåller låg Hg-halt, <0,01 procent. En utredning som gjordes 2005 visar att F1-stoft kan till viss del återföras till blyprocessen, men denna recirkulation har ej påbörjats. På grund av sitt föroreningsinnehåll kan F1-stoftet dock ej återföras helt. En fullständig återföring skulle medföra ett för högt föroreningsstryck, vilket i sin tur skulle medföra oacceptabla halter av föroreningar i färdigprodukter. K1-stoftet innehåller alltför höga föroreningshalter och kan ej recirkuleras. F1- och K1-stoft måste därför huvudsakligen avlänkas och deponeras. cirka 8 000 ton tills vidare per år.

Stora ansträngningar har gjorts för att hitta alternativa lösningar till den lagring som sker. Två alternativ, avyttring och upparbetning, har noggrant utretts. Avyttring av F1-stoft gjordes under 1998–2001 till ett blysmältverk i England men upphörde då det lades ner. I avvaktan på slutlig deponering lagras K1/F1.

Stoftet samlagras på ”Deponi 27”. Lagerplatsen ligger på en asfaltplatta försedd med brunnar för uppsamling lakvatten. Vid behov töms brunnarna med sugbil och vattnet transporteras till reningsverket. Den aktiva delen av deponin skyddas av ett rörligt tält för att förhindra diffus damning. När utrymmet under tältet har fyllts, flyttas tältet och stoftet täcks omedelbart med granulerad

slagg. När en större del är täckt med granulerad slagg, sker täckning med butylgummiduk eller bentonitmatta för att förhindra att nederbörd tränger in i avfallet. Överst läggs ett lager med matjord som besås med gräs.

Rostugnsstoff från kopparverket, farligt avfall, lagras

Stoftet uppkommer i virvelbäddsugns gasreningssystem (rostugnsstoff). Det lagras helt slutet i betongsilo (magasin 11) i avvaktan på slutlig deponering. I rostugnen avgår till stor del kopparsligernas As- och Hg-innehåll. Rostugnsstoffet innehåller cirka 3–10 procent Hg och 5–20 procent As. För närvarande cirka 200 ton tills vidare per år.

Gasreningsslam från svavelproduktverk och reningsverk, farligt avfall, lagras

Slammet avskiljs i svavelproduktverkens gasreningssystem, s.k. våtelektrofilterslam och i reningsverkets processvattenbassäng där det suggs upp, avvattnas och lagras inför slutlig deponering. Slammet innehåller cirka 40 procent Pb och 3 procent Hg. En av Boliden genomförd utredning visar att det inte finns någon möjlighet till upparbetning av detta slam. För närvarande cirka 300 ton tills vidare per år.

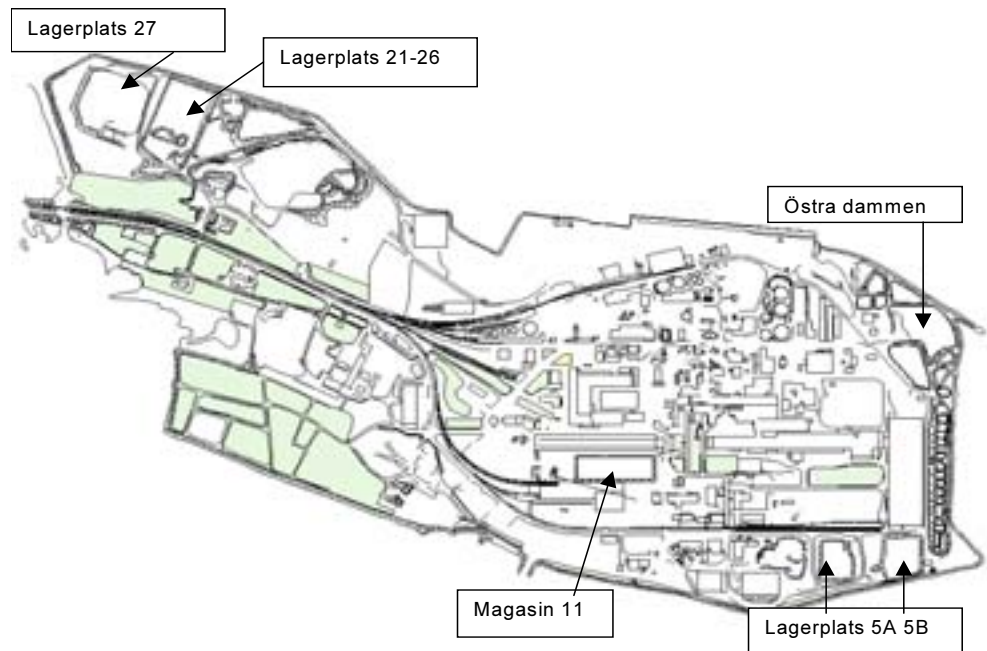
Lagerplatserna är försedda med en tät botten av butylgummiduk. Då lagervolymen efterhand fylls ut, påläggs ett tätskikt av butylgummi och ett skyddsskikt av matjord som besås med gräs.

Lakvatten från deponin uppsamlas i separata brunnar. Brunnarna töms vid behov och lakvattnet transporteras till reningsverket.

Filtermassor från svavelproduktverken, farligt avfall, lagras

Aktivt kol, selenfiltermassa, kontaktmassa och keramiska fyllkroppar lagras i storsäck och plasttunnor i magasin 11 i avvaktan på slutlig deponering. Materialen byts relativt sällan, fyllkroppar vart 10:e och övriga material vart 4:e till 5:e år, varför den lagrade mängden är begränsad. cirka 20 ton tills vidare var 5:e år.

Figur 1 Lagerplatser för processavfall, klassat som farligt avfall, som ej slutdeponerats



1.2 Äldre avfall

Nedanstående avfallsfraktioner har genererats i numera nedlagda processer och lagras i väntan på slutlig deponering. Samtliga avfall är klassade som farligt avfall, klass 1.

Blykaldoslam

Ett avfall som uppkom vid försöken med upparbetning av F1/K1-stoft i kaldoverket. Verksamheten med upparbetning av F1K1-stoft avslutades 1986. Slammet mellanlagras i täckta lagerplatser i avvaktan på slutlig deponering (Deponiplats 5A och 5B). Lagerplatserna har botten tätning av butylgummiduk och dränering från lagerplatserna leds till reningsverket.

Våtverksslam

Detta avfall uppkom vid arsenikraffineringsverket som lades ned 1990.

Torkat slam lagras under tak i täckta betongsilor i avvaktan på slutlig deponering (magasin 11). Vått slam lagras i lagerplats 26 som är försedd med tät botten för lakvatteninsamling.

Kalkslam från arsenikverk

Detta avfall uppkom vid arsenikraffineringsverkets vattenreningsverk.

Slammet lagras under tak i betongsilor i avvaktan på slutlig deponering i magasin 11.

Selenrostgods

Detta avfall uppkom vid lakning i arsenikverket av våtverksslam (V-selenprocess) för utvinning av selen. Selenrostgods lagras under tak i betongsilor i magasin 11 i avvaktan på slutlig deponering.

Sulfidslam från reningsverket

Ett avfall som uppkom vid processvattenreningsverket. De första åren efter uppförandet av vattenreningsverket (1978) genererades ett slam som inte kunde returneras till kopparverket. För närvarande upparbetas allt fallande sulfidslam genom återföring till kopparverkets rostugn.

Slammet lagras i i avvaktan på slutlig deponering (lagerplats 21–25). Lagerplatserna är försedda med en tät botten av butylgummiduk samt brunnar för uppsamling av lakvatten. Vid behov töms brunnarna med sugbil och vattnet transporteras till reningsverket. Ovanpå lagerplatserna finns ett tätskikt av plastduk samt ett skyddsskikt av matjord som besåts med gräs.

Rostugnsstoff 1975

Materialet har uppkommit före 1975 och kan inte upparbetas på grund av för höga föroreningshalter. Stoffet lagras i betongsilo i avvaktan på slutlig deponering (magasin 11).

V-selenslam

Ett avfall från V-selenprocessen, se ovan under selenrostgods.

Slammet lagras i mindre tunnor som i sin tur lagras under tak i magasin 11 i avvaktan på slutlig deponering.

Slam i Östra Dammen

1971 anlades Östra Dammen i syfte att samla allt process-, regn och spolvatten innan vattnet nådde recipienten. 1972 startade kalkning i dammen. 1978 uppfördes vattenreningsverket. Huvuddelen av slammet har uppkommit innan reningsverket togs i drift. Slammet innehåller förutom andra metaller, cirka 0,1 procent Hg.

Östra dammen utgör en säkerhetsfunktion i pågående verksamhet vid driftstörnimngar då direktfällning med kalk tillämpas. Från miljösynpunkt har det bedömts vara bäst att tillsvidare låta slammet vara kvar i dammen och där hållas vattentäckt. Någon fara för utläckage av metaller bedöms inte föreligga. En utredning har visat att läckaget av metaller genom dammväggen är litet i jämförelse med övriga utsläpp av metaller till vatten från Rönnskärsverken. Slammets finkornighet gör att den hydrauliska konduktiviteten är mycket låg.

2 Rönnskärs deponeringsstrategi

2.1 Deponifrågan – kort historisk tillbakablick

Deponifrågan på Rönnskär har en lång historia som börjar redan 1970 när reningen av processvatten inleddes genom anläggningen av Östra Dammen. 1986 beslutade koncessionsnämnden att: ”Boliden skall utreda möjligheterna att upparbeta det farliga avfallet och att slutgiltigt deponera detta”. 1991 lämnade Boliden en rapport till Naturvårdsverket angående upparbetning och slutlig

deponering av avfall. Två år senare kom en anmodan från SNV om kompletteringar av rapporten. År 1995 lämnar Boliden sådana kompletteringar och 1996 inlämnas koncessionsansökan för ett utbyggt smältverk där deponifrågan utelämnades med hänsyn till pågående utredning. 1998 kom en koncessionsdom, där deponifrågorna delegerats till naturvårdsverket. Under 2000–2004 genomförde Boliden en utredning om slutdeponering för farligt avfall. År 2001 föreslog Miljödepartementet, i SOU2001:58, att kvicksilverhaltigt avfall ska förvaras i djupt bergförvar och 2005 kom förändringen i deponiförordningen vilket innebär att en betydande del av Rönnskärverkens processavfall måste slutdeponeras i djupt bergförvar. Boliden beslöt då att en djupdeponi anläggs för Rönnskärverkens kvicksilverhaltiga processavfall.

2.2 Rönnskärs nya deponeringsstrategi för farligt processavfall 2005

En ny deponeringsstrategi antogs av Rönnskärs ledningsgrupp 2005. Anledningarna för detta var framförallt:

- Hela mängden av Rönnskärs farliga processavfall som i dag finns på Rönnskär är inte slutdeponerad, utan lagras i väntan på att Boliden ska ta fram ett lämpligt koncept för slutlig deponering.
- De lagmässiga kraven för deponering av farligt avfall har skärpts det senaste decenniet genom att bl.a. EU-direktiv införts i svensk lagstiftning i kombination med Svensk lagstiftning för djupförvar av kvicksilverhaltigt avfall (2005).

2.3 Strategins huvudpunkter

Nedan redovisas grundpelarna i Bolidens avfallsstrategi för farligt processavfall (klass 1):

- Strategin omfattar farligt processavfall (deponiklass 1) från Rönnskär.
- Strategin gäller allt fallande och lagrat processavfall, inte bara Hg-haltigt avfall.
- En slutdeponi i djupt bergförvar för hela mängden farligt avfall ska utredas.

- En gruva i Boliden-Kristinebergsområdet ska väljas som huvudalternativ
- Endast avfall från Bolidens egna anläggningar ska deponeras i djupförvaret
- Vissa avfall med högre Hg-halt skall stabiliseras före deponering.

I första hand ska en fysisk stabilisering s.k. solidifiering göras.

Etablering av en slutdeponi i en gruva innebär att gruvan måste hållas öppen för deponering så länge driften vid Rönnskär pågår och farligt avfall produceras.

2.4 Bakgrund och kommentarer till den nya strategin

- Rönnskär måste på grund av lagkravet bygga ett djupförvar för slutdeponering av en stor del av det kvicksilverhaltiga processavfallet. Detta ska vara klart senast 1/1 2015.

Merkostnaden för att bygga ut deponin så att allt farligt processavfall (även det ej Hg-haltiga) ryms under jord bedöms inte bli väsentligt större jämfört med att bygga en avancerad ytdeponi på Rönnskär för det kvicksilverfria avfallet. 2005 föreskrev regeringen att haltgränsen för avfall som måste underjordsdeponeras är 0,1 procent. Det betyder att mängden Boliden-avfall som måste deponeras under jord blir minst 50 kton.

Bedömning av för- och nackdelar med den nya strategin

Följande fördelar med deponeringsstrategin har identifierats:

- *Kostnadsbilden*

Kostnaden för en avancerad ytdeponi på Rönnskär för icke Hg-haltigt avfall bedöms inte bli väsentligt lägre jämfört med om detta avfall deponeras i samma gruva som Hg-avfallet. (en ytdeponi på Rönnskär måste byggas enligt de nya krav som ställs på deponier, varför kostnaden bedöms bli 50–100 Mkr).

- *Högre ambition än myndighetskrav*

Djupförvar för ALLT farligt processavfall överträffar de formella krav som finns i deponeringsförordningen vilket visar att Boliden

har en hög ambition samtidigt som försiktighetsprincipen i miljöbalken uppfylls.

- *Få närboende berörs*

De kringboende i Skelleftehamn inklusive friluftslivet slipper att för all framtid ha en stor metalldeponi i närområdet. En djupdeponi i en gruva kommer att beröra ett mindre antal kringboende.

- *Tillämpat kretsloppstänkande*

Föroreningarna i avfallet återbördas ”dit de kommer ifrån” vilket kan anses utgöra en del i ett kretslopp. Detta kan vara en fördel ur allmänhetens synpunkt.

- *Bra kontroll över verksamheten*

Djupförvar helt i Bolidens regi gör att Boliden som verksamhetsutövare har full kontroll över verksamheten inklusive kostnader och miljöpåverkan.

- *Bolidens kärnkompetens används*

Underjordsverksamhet är en av Bolidens kärnkompetenser vilket innebär att miljöbalkens kunskapskrav i detta avseende uppfylls.

- *God kunskap om avfalllets egenskaper*

Avfallen, som deponeras, är helt Boliden-specifika vilket innebär att det är Boliden som har bästa kunskaperna om avfalllets egenskaper. Kunskapskravet uppfylls även på denna punkt.

- *Väderoberoende deponibygge*

I en djupdeponi kan inpackning av avfallet pågå året om vilket ger ett oberoende av väder och kort byggsäsong. Byggnation av en ytdeponi kräver bra väder.

- *Korta och väl övervakade transporter*

Långa transporter undviks om en gruva väljs i Boliden-Kristinebergsområdet vilket ger fördelar som miljövänlig och flexibel logistik samt god övervakning.

- *Ingen omlastning på väg till deponin*

Ingen omlastning av avfallet behöver göras – fordon som lämnar Rönnskär kan köra hela vägen ner i gruvan om en ramp finns där.

- *Ingen byråkrati för gränsöverskridande transporter*

Våra erfarenheter från export av F1K1-stoft till England visade att byråkratin är tidsödande och kostsam. Detta undviks om ett svenskt djupförvar används.

Följande nackdelar med strategin har identifierats:

- *Lokaliseringen*

Lokaliseringen av djupdeponin blir given av gruvans placering och inte i första hand av miljöskäl. Detta står i motsats till miljöbalkens krav på lokalisering av miljöfarlig verksamhet.

- *Recipienten*

Recipienten bedöms ha låg utspädningspotential jämfört med t.ex. Bottenviken.

- *Transporter genom tätbebyggt område*

Transporter genom Skellefteå tätort blir oundvikliga vilket innebär en viss risk för olyckor.

- *Åtkomlighet efter förslutning*

När djupförvaret förslutits är det svårt (omöjligt) att göra eventuella, nödvändiga, korrigerande åtgärder i efterhand.

- *Pågående gruvdrift*

Hänsyn måste tas till pågående gruvdrift och närliggande mineraliseringar vilket möjligen kan inverka på avfallsdeponeringen.

3 Avfallets behandling och förpackning

3.1 Behandling

En kort historisk tillbakablick i Bolidens ansökan till Koncessionsnämnden 1996:

I Koncessionsnämndens beslut av 1986-12-09 föreskrevs att Boliden skulle utreda "möjligheterna att upparbeta avfallet och att slutligt deponera detta". Utredningen har redovisats till Naturvårdsverket dels i huvudutredningen 1991, dels i kompletteringsutredningen 1995.

Möjligheterna till upparbetning av de av Rönnskärsverkens restprodukter som inte upparbetas redan i dag är starkt begränsade. I den mån tekniskt möjliga vägar existerar utgör miljömässiga och ekonomiska förhållanden avgörande hinder. Upparbetning kan därför inte betraktas som en lösning på frågan om omhändertagande av Rönnskärsverkens avfall. Boliden föreslår därför att de undersökta avfallen slutligt deponeras. "

- År 2006 startade Boliden försök med stabilisering av Hg-haltigt avfall.

- Arbetet med karaktärisering av övrigt processavfall som ska slutdeponeras under jord pågår.

Ett antal prov har tagits under perioden 2001–2005, se tabell 2. Proven har uttagits för analyser, laktester och stabiliseringsförsök.

Inledningsvis utfördes ett examensarbete vid Luleå Tekniska Universitet 2005 (LTU 05/232) i syfte att stabilisera kvicksilverhaltigt rostugnsstoft. Resultaten från utförda försök tyder på att kvicksilvret i stoftet inte är speciellt lättlakat. Kviksilvret föreligger enligt resultaten från utförda laktester till övervägande del i en relativt stabil form, troligen som HgS.

Bolidens stabiliseringsförsök koncentrerades initialt på fysisk stabilisering (solidifiering) av

- Rostugnsstoft
- Gasreningslam

Totalt har i skrivande stund 68 stabiliseringsförsök genomförts på rostugnsstoft och 12 försök på gasreningslam. Stabiliseringen av Hg och övriga metaller kan generellt beskrivas som framgångsrik.

När det gäller arsenik har det inneburit en del problem för stabiliseringen av rostugnsstoft. Efter ett större antal försök har en stabilisering uppnåtts även för detta ämne. Vid stabiliseringen är det viktigt att inte mängden stabiliserande tillsatser blir så stor att volymökningen av avfallet blir oproportionerligt stor.

För övriga avfall gäller att provtagning och karaktärisering genom analysering + laktestning pågår. Alla avfall bedöms ej vara nödvändiga att stabilisera t.ex. slam från Östra Dammen och blykaldoslam.

3.2 Förpackning

Förpackningen av avfallet är ej slutgiltigt bestämd men vi har uppfattningen att både det stabiliserade avfallet och det ej stabiliserade avfallet ska transporteras i slutna containrar från Rönnskär till deponiplatsen. Containrarna ska vara stabila mot yttre påverkan så att risken för spridning av avfall vid en eventuell trafikolycka minimeras.

Som nämns på annat håll i texten kommer avfallets form att minska spridningsrisken vid en eventuell trafikolycka – inget torrt dammande eller lättflytande avfall ska transporteras.

4 Djupdeponi – utförande och drift

4.1 Allmänt om djupdeponering

Det uppenbara skälet till att förlägga en slutlig avfallsdeponi till berg på stort djup är att det automatiskt blir väl skyddat mot alla kända, yttre krafter och att det t.o.m. finns goda chanser att det står emot krigs- och sabotagehandlingar. Översvämningar och alla former av erosion kommer att lämna deponin opåverkad under t.o.m. geologiska tidsperspektiv. Ett mindre uppenbart, men inte mindre viktigt skäl, är att en sådan lokalisering ger möjligheter att minska bildningen av lakvatten från det deponerade avfallet till nivåer som inte är tekniskt möjliga att uppnå med ovanjordsdeponier.

Bedömningen att låga nivåer på lakvattenbildningen är möjliga att uppnå i en djupdeponi baseras på den allmänt låga omsättningen av grundvatten i svenskt urberg vilken uppmätts flera hundra meter under markytan. Bergets genomsläpplighet för vatten varierar emellertid med flera tio-potenser även på dessa djup. Detta beror på att allt det rörliga grundvattnet magasineras och transporteras i ett spricksystem som är kraftigt inhomogent. För att en tillräckligt låg nivå skall uppnås på vattenomsättningen krävs antingen att deponin lokaliseras utanför sådana mer genomsläppliga zoner av berg som allmänt förekommer i praktiskt taget alla enheter inom det svenska urberget eller att alla sådana partier i bergdeponin tätas eller omdirigeras på konstgjord väg så att avfallet utsätts för en minimal grundvattenströmning.

4.2 Lokalisering och huvudalternativ

Boliden har genomfört en systematisk inventering av samtliga gruvor som skulle tänkas kunna vara tillgängliga för djupdeponering av Rönnskärsverkens farliga avfall. De gruvor som skulle kunna användas för ändamålet har värderats utifrån sådana aspekter som djup, volymen av icke igenfyllda brytningsrum, vattenomsättning, närhet till känsliga objekt och logistiska förutsättningar (ramp, transportvägar etc.). En utgångspunkt har varit att de utvalda gruvorna skulle erbjuda sådana förutsättningar som framhålls av "Kvicksilverutredningen" (NV-rapport 4752, 1997) såsom fördelaktigare ur miljö- och säkerhetssynpunkt än en ovanjordsdeponi på Rönnskär. En annan förutsättning har varit att

gruvan skall ligga inom Skelleftefältet. En sammanställning av resultatet av denna inventering och värdering redovisas i tabell 4.1.

Tabell 2 Sammanställning av Bolidens gruvor som utvärderats för djup-deponering av farligt avfall inom Skelleftefältet med beskrivning av förhållanden som kan vara avgörande för genomförande av en sådan deponi och säkerheten för denna.

Gruva	Djup	Ramp?	Schakt?	Ofylld	Igenfyllt	Vatten	Anm.
Kedträsk	nedre nivå 350 m	till cirka 100 m	ja, men raserade och fyllda	huvudnivån på 100 m	vattenfylld	"stor" tillrinning under aktiv tid	i stort endast tillredning (obetydlig uj- produktion)
Näsliden	nedre nivå 590 m	till 590 m	ja, men raserade och fyllda	ramp och huvudnivåer	avfallssand-, berg- och vattenfylld	"normalblöt" under prod 0,4 Mm ³ /år	
Udden	nedre nivå 300 m	till 300 m	ja, men raserade och fyllda	ramp och huvudnivåer	naturesand- och vattenfylld	ganska blöt 2,4 Mm ³ /år	
Långsele	650 m+ ort mot Boliden	mellan 400–600 m	ja två schakt, men raserade och fyllda		sand och vattenfylld		
Långdal	nedre nivå 420 m	till cirka 160 m	ja, men raserade och fyllda	rampen och några nivåer	naturesand- och vattenfylld	belägen under Skellefteälven	tillstånd att behålla dammvallen till 2012
Åkerberg	nedre nivå 180 m	till cirka 160 m	nej	rampen	berg- och vatten- fylld	"normalblöt" 0,5 Mm ³ /år (ej surt)	nedre brytnings- rummet skulle kunna grävas ur
Rävliden 1	340 m		ja, men raserade och fyllda		sand- och vattenfylld		
Rävlidmyran	nedre nivå 730 m	från 340 till 730 m	ja, men raserade och fyllda	rampen	brytningsrummen berg- och sand- fyllda, vattenfylld		staten ägare? usel berg- kvalitet trasslig ned- fart till 340 m
Rävliden 3	340 m + ort mot R3	från 120 till 340 m	ja, men raserade och fyllda		vattenfylld		
Hornträsk	nedre nivå 290 m	till 290 m	nej	ramper	berg- och vatten- fylld	surt?	med tanke på Hornträsk- problematiken ej lämplig
Holmtjärn	nedre nivå 370 m	till 370 m	nej	rampen	berg- och vatten- fylld	t.o.m. 0,07 Mm ³ /år	
Petiknäs	nedre nivå 774 m	till 770 m	nej	ramp och verkstäder	brytningsrummen berg- och sandfyllda	belägen under Skellefteälven	produktionen i huvudmalmen avslutas i år, men Petik N ej färdigprospekterad

Gruva	Djup	Ramp?	Schakt?	Öfyllt	Igenfyllt	Vatten	Anm.
Renström	1 200 m	650–1 200	till 910	infrastruktur	brytningsrum	P+R 1,3 Mm ³ /år	
Kristineberg	1 170 m	1 170 m	till 790 m	infrastruktur	brytningsrum	ca 0,9 Mm ³ /år	svagt berg
Maurliden	dagbrott 166 m	166 m	nej				endast dagbrott
Storliden ¹	124 m djup	fr dagen	nej	infrastruktur	brytningsrum		

1 ej Bolidenägad gruva, stängs april 2008.

Utvärderingen ledde fram till att den ännu icke öppnade gruvan Åkulla Östra borde ha de bästa förutsättningarna för att utnyttjas som en djupdeponi. Visserligen skulle gruvbrytningen där behöva samsas med deponeringsverksamheten, men endast under en inledande övergångsperiod om kanske 5–6 år då guldmalmen i denna gruva bryts ut. En ramp är redan anlagd ned till -430 m vilket är ett tillräckligt djup för en djupdeponi. Berggrunden, där denna malm uppträder, har visats sig vara ovanligt tät och kompetent. Gruvan ligger inte i direkt anslutning till bebyggda områden även om den ligger relativt nära en större allmän väg. Transportavståndet från Rönnskärsverken är det minsta tänkbara. Ingen av de övriga, tänkbara gruvorna uppvisar liknande positiva egenskaper. Dessutom är förutsättningarna mycket goda att på plats göra undersökningar i en gruva som ej är nedlagd och återfylld. En undersökning av en nedlagd gruva som vattenfyllets och återfyllets blir väsentligt mer komplicerad, tids- och kostnadskrävande.

Eftersom inte någon av de övriga av Bolidens aktiva gruvor inom Skelleftefältet bedöms kunna uppfylla kraven på en djupdeponi för farligt avfall från Rönnskärsverken har även andra lokaliseringalternativ övervägts. En av dessa är att utnyttja ett granitmassiv nära Åkullagruvan men att använda samma ramp som leder till denna gruva. Alternativet bedömdes vara av mindre intresse eftersom anläggningen därmed kommer närmare bebyggelse och i en bergmassa vars egenskaper är okända. Den ekonomiska vinsten med att utnyttja den redan utsprängda rampen blir dessutom begränsad eftersom minst 1 000 m ramp måste ytterligare sprängas ut för att granitmassivet skall kunna nås.

Det alternativ som bedömdes vara mera intressant än ”sidoalternativet” till Åkulla och i det läge att någon lämplig gruva inte är tillgänglig är en djupdeponi under Rönnskär en möjlighet, dvs. ett alternativ som inte utgår ifrån några redan utsprängda utrymmen i berggrunden.

De två lokaliseringsalternativ som Boliden beslutat utreda är således Åkullagruvan och Rönnskär.

4.3 Utformning av gruvalternativet – Åkulla

4.3.1 Förutsättningar

En förutsättning för Åkulla-alternativet, vilket kan tyckas vara helt avgörande, är om guldförekomsten i Åkulla är så betydande att den kommer att brytas ut. Om den inte bryts ut kan emellertid den gynnsamma bergkvaliteten där ändå innebära att man anlägger en slutdeponi för det aktuella avfallet åtminstone i närheten av malmkroppen. I det läget utnyttjas enbart rampen ned till 430 m-nivån för deponiverksamheten. Läget för Åkullagruvan framgår av figur 2.

Figur 2 Läget av Åkullagruvan cirka 6 km nordväst om Bolidens samhälle i Västerbotten. På kartan markeras dagbrottet för en äldre gruva med samma namn. Den nya gruvan ligger strax öster om denna och på -430 m nivån. Rampen som leder ned till denna nivå i Åkullagruvan utgår ifrån Kankbergsgruvan i norr. Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och SverigeBildnTM.



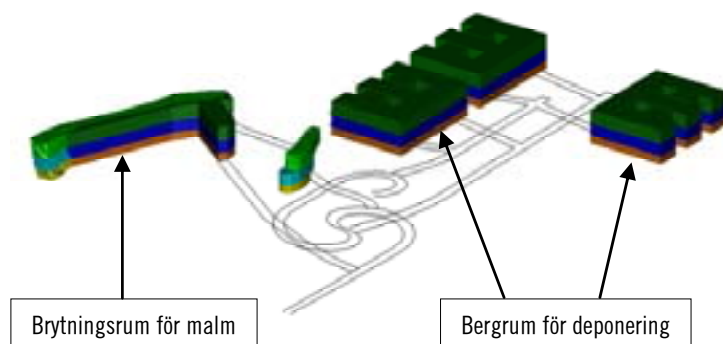
Utformningen av de bergrum som skall innehålla avfallet blir således beroende av om och hur malmen kommer att brytas. Detta kommer inte att stå klart förrän hela det prospekteringsprogram är genomfört som pågått sedan flera år och som beräknas vara klart i början av år 2008. Dessutom krävs också att utbrytningsplanen fastställts vilket beräknas ta ytterligare några månader i anspråk. Redan nu har dock Boliden kommit så långt i sina planer att man har tagit fram ett preliminärt brytningsprogram som omfattar en beskrivning av troliga brytningsrum och principen för vilka av dessa och hur de skall utnyttjas för deponeringen. I dagsläget övervägs öppen brytning alternativt igensättningsbrytning eller en kombination av dessa, beroende på mineraliseringarnas geometri.

För flera av avfallen gäller att de kommer att behandlas (stabiliseras) före deponering. Denna behandling kommer att i viss utsträckning innebära en volymökning av avfallet. Det bestäms av ett flertal faktorer såsom volymökning, vattentillskott, transportegenskaper (inkl. graden av minskning av riskerna för transporten) och lämpligheten att förlägga behandlingsenheter på respektive plats.

4.3.2 Utnyttjande av ramper och brytningsrum

Rampen till Åkullagruvan utgår ifrån den ramp som använts för att föra upp berg och malm från Kankbergsgruvan. Den har drivits vidare mot den gamla Åkullagruvan och guldförekomsten under denna strax under -400 m-nivån. Denna ramp bedöms vara tillräcklig som transportled från markytan och ned till brytningsrummen. Den väg som leder från riksväg 370 till Kankbergsgruvan och rampens påslag kommer att förstärkas så att den klarar transporter av berg och malm från Åkullagruvan. Därmed kommer den även att klara transporter av avfall till denna gruva.

Figur 3 Principbild för deponering i brytningsrum resp. särskilda berg-rum



Sannolikt kommer malmen i Åkulla att tas ut i ett flertal brytningsrum. En del av dessa kommer att bli för små eller få ej lämplig form för att de skall bli användbara som deponiutrymmen för Rönn-skärsverkens avfall. Ett mindre antal rum – kanske 10 rum – kommer dock att få en sådan storlek och form att de kan användas som deponi. Utsprängningen av dem kommer troligen att ske i tre pallar med en slutlig höjd av 17–20 m. Deras botten kommer att lutas så att det fria lakvatten som bildas under inpackningsperioden kan samlas upp och tas om hand. Principbild över bergrummen i figur 3.

Den totala mängden lagrat avfall som behöver slutdeponeras i Åkulla uppgår, som redan nämnts i avsnitt 1, till 250 kton. Efter den behandling som krävs före deponeringen uppskattas avfallsvolymer som skall deponeras uppgå till 250 000 m³, inklusive den volymökning som uppstår vid stabilisering. Med utrymme för fallande avfall under en tillräckligt lång tid framöver bedöms det totala deponeringsbehovet för anläggningen uppgå till 300 000 m³. Den erforderliga deponeringsvolymen kan visa sig bli så stor att de lämpliga brytningsrummen inte räcker till. Därför planeras det för att särskilda bergrum skall kunna anläggas utanför de malmförande zonerna i Åkullaformationen.

4.3.3 Tillkommande strukturer i anläggningen

Trots att slutdeponin kommer att förläggas i ett osedvanligt tätt berg, kommer det med stor sannolikhet att uppkomma enskilda vattenläckage i de brytningsrum som skall användas för deponeering. I de fall att dessa enskilda sprickor eller ansamlingar av sprickor i berget kan tätas genom injektering eller om vattnet genom dräneringar kan ledas runt det deponerade avfallet, genomförs sådana insatser innan avfallet deponerats i det aktuella brytningsrummet.

Om det finns avfall där förbehandlande (stabiliserande) insatser inte är tillräckliga för att få ned lakbarheten av förorenande ämnen till en acceptabel nivå för djupdeponin, kommer särskilda, konstgjorda barriärer att installeras mellan bergrumsväggen och det deponerade avfallet. Dessa barriärer kan vara av två slag. Tätbarriärernas uppgift är att reducera omsättningen av vatten genom avfallet medan filterbarriärernas uppgift är att fastlägga de förorenande ämnen som lämnar det deponerade avfallet med det grundvatten som perkolerat genom avfallet. Dessa barriärer utprovas i förväg för varje enskilt avfall och måste installeras före eller samtidigt som avfallet packas in i respektive brytningsrum eller bergrum.

4.4 Utformning av ett Rönnskärsalternativ

4.4.1 Förutsättningar och grundläggande principer

I rapporten för den utredning som legat till grund för lagen om djupdeponering av kvicksilverhaltigt avfall (referens) uppger man att det är möjligt att vattenomsättningar av storleksordningen 0,1–1 liter per m² och år kan uppnås i sådana anläggningar. Boliden Mineral AB har därför satt som krav för en lokalisering av en djupdeponi till Rönnskär att där på cirka 400 m djup finns en tillräckligt stor bergvolym – cirka 1 Mm³ – med en så låg omsättning av grundvattnet alternativt att detta skall kunna uppnås med rimliga medel.

Liksom de allra flesta små öar i våra kustområden, vilka har stått emot inlandsisens erosiva verkan, består det ursprungliga Rönnskäret av en motståndskraftig och relativt sprickfri bergmassa. Genom fyra borrhningar som genomförts i oktober 2007 på Rönnskär till cirka 200 m djup, har detta bekräftats. Utsikterna bedöms

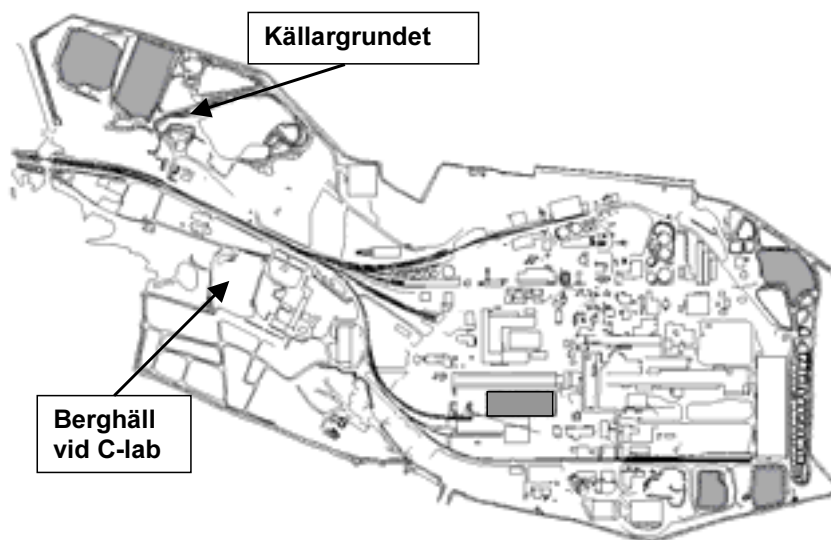
således som goda att finna en tillräckligt stor och tät bergmassa under Rönnskårsverken.

4.4.2 Ramp och andra transportvägar

Det lagrade avfallet är i dag fördelat på i huvudsak 4 platser på Rönnskär (se även figur 1).

- Källargrundet (Lagerplats 21–27)
- Silobyggnaden (Magasin 11)
- Östra Dammen
- Lagerplats 5A och 5B

Figur 4 Markering av läget för de platser på Rönnskär som kan bli aktuella för nedfartsramp



Av dessa platser är Källargrundet tänkbart som påslag för den ramp som leder ned till en eventuell djupdeponi. En annan tänkbar plats att börja rampen på är i den stora berghällen strax väster om laboratoriebyggnaden ("Centrallaboratoriet") vilken ligger längst västerut inom industriområdet.

Om deponin förläggs på nivån -400 m, krävs en cirka 3 km lång ramp ned till denna. Eftersom de lämpligaste delarna av ön för ett djupförvar verkar vara under de östra delarna av det ursprungliga Rönnskäret, som ligger en knapp km från de tänkbara påslagen, krävs en spiralformad ramp för att nå ned till det avsedda djupet.

De transportvägar som måste utnyttjas eller nyanläggas från lagerplatserna till rampen, måste till stor del samnyttjas med annan trafik på Rönnskär. Detta ställer vissa krav på samordningen och säkerheten mot olyckor etc., se vidare avsnitt 4.5.2.

4.4.3 Deponirum

Den totala deponivolym som behövs för avfallet som skall slutförvaras i djupdeponin är ännu inte fullt känd. Det beror bl.a. på hur avfallet skall stabiliseras och hur stor volym som skall avsättas för det i framtiden fallande avfallet. Preliminärt uppskattas en volym om 300 000 m³ erfordras. Detta är en relativt stor volym, jämförbart med den som t.ex. innehålls i stora oljelager i berg. För så stora volymer är bergrum med höjder och spännvidder på 20–25 m de mest rationella. Rummens längd blir beroende av bergkvaliteten och främst förekomsten av sprick- och krosszoner som inte bara kan ge upphov till tekniska problem utan även ökar omsättningen av vatten genom deponin vilket i sin tur ökar riskerna för oönskad spridning av förorenande ämnen från det deponerade avfallet. De längder på bergrummen som för Rönnskärslokaliseringen bedöms vara mest fördelaktigt är cirka 80–100 m. För att uppnå den erforderliga totalvolymen krävs då 10–15 bergrum.

Det är ett generellt önskemål att varje avfallstyp förvaras i en eller flera separata delar av slutdeponin och att de inte blandas eller varvas om det inte ger uppenbara fördelar från kemisk eller mekanisk synpunkt. Därför är det önskvärt att det finns flera ”fronter” i deponin där olika avfallstyper packas in samtidigt. Visserligen kommer de lagrade avfallen sannolikt att transporteras och packas in ett i taget, men de fallande avfallen måste kunna deponeras efter hand som de genereras. Genom att anlägga bergrummen ”i fil” efter vartannat uppnås denna möjlighet. Genom att utnyttja berget mellan bergrummen för ”sidoskepp” erhålls ytterligare möjligheter att separatdeponera avfall som förekommer i små mängder samtidigt som hela deponin blir mycket kompakt. *Figur 4* ger ett exempel på hur den tekniska lösningen kan se ut.

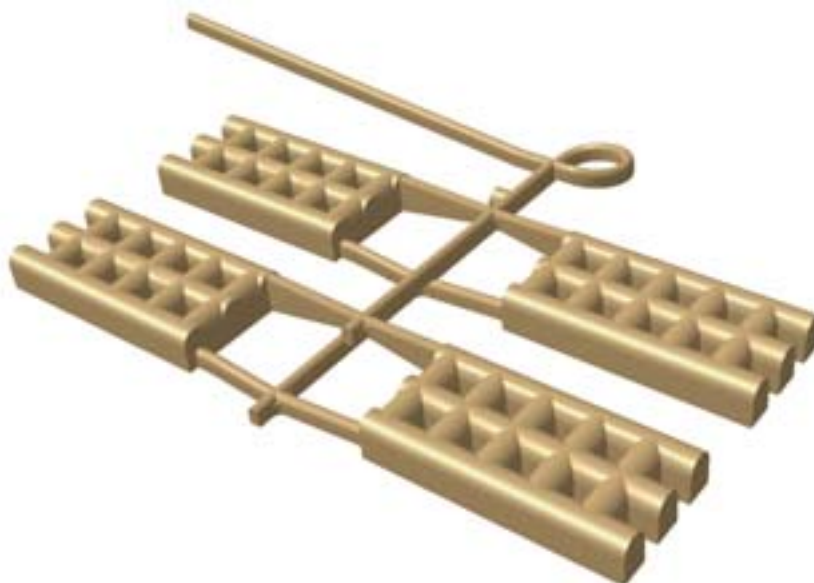
4.4.4 Omhändertagande och rening av lakvatten (Åkulla + Rönnskär)

Den allmänna omsättningen av inläckande grundvatten i en deponi som förlagts i tätt berg och som eventuellt försetts med tätningar och avledningar av vatten är liten sett i relation till den porositet som det deponerade avfallet har. Det innebär att en stor del av det vatten som perkolerar igenom avfallet och bildar lakvatten potentiellt kan bindas kapillärt i avfallet och i vissa fall även som kristallvatten. Denna potential är emellertid även beroende av vilka kapillära egenskaper avfallet får efter inpackning i deponin, vilka deponihöjder som tillämpas och hur mycket vatten som redan lagrats i avfallet. Dessa förhållanden är inte fullt kända i dagsläget varför man försiktigvis måste anta att fritt lakvatten kommer att bildas av åtminstone en del av det i deponin inpackade avfallet.

Det lakvatten som dräneras ur det deponerade avfallet i deponin under tiden deponin anläggs måste tas om hand och behandlas innan det kan släppas ut i någon recipient. För att begränsa mängden lakvatten som måste behandlas, är det viktigt att avleda allt inläckt grundvatten från deponin och rampen vilket inte har haft kontakt med avfallet. Varje deponienhet måste således förses med en uppsamlingsanordning för lakvattnet liksom särskilda avledningsanordningar för det rena grundvattnet, som samlas upp i en gemensam pumpgröp längst ner i deponin där det kontrolleras innan det pumpas upp till markytan för avledning till en lämplig recipient.

För *Åkulla-alternativet* kan lämpligen reningsverket förläggas till markytan omedelbart ovan deponin för att undvika återkontaminering vilken risk bedöms bli större nere vid bergrummen än på markytan. Det krävs således separata pumpsystem för lakvatten, respektive ”rent” grundvatten.

Figur 5 Exempel på utformningen av ett djupförvar med plats för cirka 300 000 m³ avfall. Observera att bilden endast visar den undre delen av den cirka 3 km långa rampen



För *Rönnskärsalternativet* kan lämpligen vattnet från deponin pumpas direkt till markytan omedelbart ovan deponin för att direkt tas omhand i Rönnskärs ordinarie reningsverk för processvatten. Om vatteninflödet blir för stort för reningsverkets kapacitet krävs två separata pumpsystem för lakvatten, respektive ”rent” grundvatten där det rena grundvattnet leds direkt till recipient.

4.4.5 Stängning av deponin (Åkulla + Rönnskär)

När deponin är fylld med Rönnskärsverkens avfall, måste pumpningen av grundvatten upphöra och deponin stängas. För att uppnå fördelarna med okänslighet mot externa krafter krävs också att deponin förseglas på ett lämpligt sätt. I praktiken innebär en försegling att det krävs stora insatser för att komma åt avfallet i deponin – om det t.ex. i framtiden skulle bli önskvärt att återvinna metaller ur avfallet – eller att genomföra någon form av reparation eller renovering av deponin. Det bedöms dock som mer önskvärt att uppnå en hög grad av säkerhet mot att externa krafter verkar för

en spridning av föroreningarna i avfallet. En motståndskraftig försegling bedöms således bli nödvändig.

Stängning av deponin är egentligen en driftåtgärd och dessa insatser redovisas närmare i avsnitt 4.5.7. Det är emellertid även en planeringsfråga som kräver omtanke om både deponins funktion som barriär mot spridning av föroreningar och som skydd mot externa, framtida krafter. Även om åtgärderna vid stängningen av djupdeponin kan utformas först i samband med att deponin är färdigfylld, kommer därför planeringen av stängningsåtgärderna och kraven på förslutningen att preciseras närmare redan i den ansökan om att få utföra djupdeponeringen som krävs.

4.5 Drift av djupdeponin (Åkulla + Rönnskär)

4.5.1 Allmänna förutsättningar

Vid öppning och tömning av avfallet vid de nuvarande lagringsplatserna liksom vid transporten av avfallet till slutdeponin uppkommer risker för påverkan på hälsa och miljö som tillfälligt är större än under lagringen respektive slutdeponeringen. Det gäller därför att minimera dessa risker så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

Öppningen av de nuvarande lagringsplatserna och tömningen av dessa blir i princip likartad oavsett om slutdeponin lokaliseras till Åkullagruvan eller till Rönnskär. I stora delar är även inpackningen av avfallen i de iordningställda bergrummen liksom omhändertagandet och reningen av lakvatten samt stängningsåtgärderna likvärdiga för de två alternativen. Därför beskrivs i detta avsnitt driftåtgärderna för båda lokaliseringalternativen med anmärkningar om avvikelser som kan bli aktuella för respektive alternativ.

4.5.2 Öppning och tömning av tillfälliga avfallslager

Det lagrade avfallet förvaras för närvarande på Rönnskär på flera olika platser och på flera olika sätt. Man har dock varit noga med att hålla de olika avfallstyperna i separata enheter och så att de mest farliga avfallen är minst utsatta för externt vatten. Dessa förutsättningar kräver olika åtgärder vid öppning och tömning.

Tömningen av det slamliknande *avfallet i Östra Dammen* bedöms vara det minst okomplicerade att tömma. Det förvaras i dag i

öppna bassänger vid det nordöstra eller östra hörnet av Rönnskärsverkens industriområde. Det finns i en relativt stor mängd och bedöms bli ett av de avfall som transporteras först till djupdeponin. Åtminstone de övre delarna av detta avfall har en hög vattenhalt och allt avfallet bedöms kräva en avvattning innan det transporteras. Denna avvattning avses ske genom att avfallet grävs upp med grävmaskin och läggs i lagom stora "portioner" på en betong- eller asfaltplatta med kontrollerad avvattning mot en uppsamlingsanordning som leder lakvattnet till Rönnskärs reningsverk som ligger intill dessa dammar. När "avfallsportionen" genom självdränering och upptorkning fått den vattenkvot som passar för inpackning, transporteras den till slutdeponin.

Ett antal kvalificerade avfall (As- och Hg-haltigt), som genererats i relativt små volymer, har deponerats i betongsilos inom det som kallas *Magasin 11*. Magasinet är försett med tak och all hantering har skett i torrhet. Eftersom en del av avfallen är kalkhaltiga och ursprungligen innehåller lite vatten förekommer att de har härdat i silosen. Detta kan kräva att man öppnar flera och relativt stora hål i sådana silos för att kunna hacka ut avfallet. I övriga fall bedöms att mindre hål i botten av silon är tillräckliga för att få ut avfallen. Eftersom dessa avfall i de vissa fall är dammande krävs dammbekämpning i samband med öppning och tömning av silosarna. En säckning av avfallen för att minska den damning som kan uppkomma vid transporten kommer att övervägas för vissa delar av dessa avfall. Efter tömning krävs sannolikt att innerväggarna rengörs. Behovet av sådan rengöring liksom vilken metod som bör användas kan inte klarläggas förrän de aktuella silosarna är rengjorda.

Vissa, metallhaltiga avfall som producerats i större mängd har deponerats i lagerplats 21–26 (s.k. SAKAB-limpor) inom det utfyllda område som kallas *Källargrundet*. Dessa deponier ligger på en tät botten med uppsamling av lakvattnet och med en särskild tätäckning i form av plast- eller gummidukar. Dessa bör öppnas på sidan och tömmas i kampanjer. Under tömningen med grävmaskiner bör öppningen vara täckt med förslagsvis ett tält så att avfallet inte kommer i kontakt med vatten. Varje öppning måste täckas ordentligt under perioden mellan tömningskampanjerna. Eftersom dessa kampanjer endast bedöms vara möjlig under den ljusa årstiden och avfallsmängden är stor beräknas tömningen ta flera år i anspråk.

Slutligen finns även farligt avfall lagrat i slamlaguner i det sydöstra hörnet av halvön, lagerplatserna 5A och 5B. Detta avfall bedöms kunna hanteras på ett sätt liknande det för Östra Dammen.

4.5.3 Transport av avfallet till deponin

Varje kilogram av de kraftigt lakbara avfallen som spills eller dammar bort kan utgöra en belastning på den omgivande miljön vilken sker under en relativt kort tidsperiod. Därför är det nödvändigt att eliminera både damning och spill. Detta sker i första hand genom en noggrann planering som leder till tydliga anvisningar om utförandet av avfallstransporten till djupdeponin och en effektiv kontroll av detta utförande.

Principen för lastning, transport och lossning skall vara att nedsmutsning av markytor, fordon (utanför lastflaken) och andra enheter med avfallet endast är tillåtet inom särskilda, inhägnade och begränsade områden. Inom dessa områden får lastning, respektive lossning ske med hjälp av särskilt avdelade maskiner och personal och transportfordonen skall erhålla lasten inom särskilda delutrymmen med minimal kontakt med övriga redskap. All passage av fordon mellan rena ytor och smutsiga ytor (inklusive lastutrymmet) skall ske via en fordonstvätt som avlägsnar alla föroreningar som kan spridas under transporten. Även personal som passerar mellan smutig och ren yta skall passera en särskild tvätt av stövlar och handskar etc. In- och utträde för personal till den smutsiga ytan skall ske via en personalbyggnad där ombyte sker till de särskilda skyddskläder och annan skyddsutrustning som skall bäras inom det smutsiga utrymmet. Dessa anordningar

Vid alternativet "Åkullagruvan" kommer avfallstransporten att ske via de allmänna vägarna Rv 372 och Rv 370. Detta innebär att transporterna delvis sker genom tätbebyggda områden vid Skelleftehamn, Ursviken och Skellefteå. Avsikten är att en särskild transportutredning skall genomföras som klarlägger alla riskmoment i en sådan transport, anger vilka skyddsåtgärder som finns att motverka att olyckor sker och reducerar konsekvenserna av dem samt ger rekommendationer till vilka skyddsåtgärder som bör tillämpas och kvalitetssäkras.

Vid deponialternativet "Rönnskärsverken" sker all avfallstransport inom Rönnskärsverkens industriområde. Detta innebär att transportvägarna för avfallet inte är upplåtna för allmänheten,

men att den interna trafiken inom Rönnskärsverken kan interferera. En särskild utredning för att klarlägga de interna olycksriskerna och hur de bör reduceras är påkallad för båda alternativen.

4.5.4 Omhändertagande och inpackning av avfallet i deponin

Det är viktigt att alla avfallstyper hamnar på rätt plats i djupdeponin. Det säkerställer att några oönskade kemiska reaktioner inte äger rum i deponin, att avfallet blir rätt packat, att lakvattenomhändertagandet och -reningen blir optimal samt att den allmänna säkerheten blir hög inom deponin. Åtgärderna för att säkra detta består i att det lagrade avfallet tas ut, transporteras och packas in utan mellanlagring och med endast ett avfallsslag i taget och med endast en mottagningsstation. Vidare krävs att det fallande avfallet endast slutdeponeras när det är uppehåll i deponeringen av det lagrade avfallet och att dessa avfallstyper etiketteras och övervakas noga i samband med mellanlagring och slutdeponering. Detta förfarande bör vara styrt av ett särskilt kvalitetssäkringssystem som utarbetas särskilt.

Ett för funktionen viktigt förhållande är att avfallen är relativt täta. De flesta avfallstyperna har en genomsläpplighet för vatten som motsvarar den i den täta bergmassan. Detta innebär att det är relativt lätt att prediktera vattenomsättningen genom deponin. För att största möjliga täthet skall uppnås i avfallet, krävs att detta packas in på ett optimalt sätt vilket i sin tur kräver att dess innehåll av vatten är optimal för packning. För att säkerställa detta krävs en särskild utprovning för varje enskilt avfallsslag av hur packningen skall genomföras – skiktjocklek, vattenkvot, packningsredskap, antal överfarter och kontrollmetoder.

Ett särskilt problem är hur man ordnar skiljet mellan olika avfallstyper i de fall dessa uppkommer mitt i ett bergrum samt hur man ordnar packningen vid i gränssnittet vid ingången till respektive bergrum. Ett annat problem är hur man fyller upp och packar in avfallet i den översta delen av varje bergrum.

4.5.5 Minskning/styrning vattenomsättningen i det deponerade avfallet eller anläggning av barriärer

Om omsättningen av vatten genom avfallet inte bedöms bli tillräckligt låg, kan särskilda åtgärder sättas in för att minska lakvattenbildningen. De kan bestå i en kombination av tätningar och dräneringar mellan bergrumsväggen och avfallet. Enskilda sprickor och sprickzoner kan tätas om de är tillräckligt öppna för att injekteringsmedel skall trängs in i dem. Dräneringsskikt kan ledas genom det deponerade avfallet för att "kortsluta" sprickor/sprickzoner så att tryckgradienten genom avfallet minimeras.

Om en tillräckligt låg transport av de förorenande ämnena från avfallet inte uppnås genom kemiska stabiliseringsåtgärder för avfallet och tätning- och dräneringsinsatser i omgivande berg och i avfallet, avses barriärer i form av filtermassor att anläggas mellan berg och avfall i syfte att fastlägga avfallet i tillräcklig omfattning för att föroreningstransporten skall bli acceptabelt låg. Detta behov fastställs efter särskilda lakförsök på de eventuellt stabiliserade avfallen och efter särskilda studier av de berörda recipienternas känslighet.

4.5.6 Omhändertagande och rening av lakvatten

Avfallen bör ha en viss kapacitet att ta emot och behålla kapillärt en del ytterligare vatten efter inpackningen i deponin. Trots detta kan det uppkomma ett överskott av lakvatten, åtminstone för en del av avfallen och när det packade avfallet börjar nå taket på deponin. Detta lakvatten måste nogsamt samlas in, hållas skilt från övrigt, rent dräneringsvatten och pumpas till en särskild reningsanläggning på markytan ovan deponin. Utformningen av detta reningsverk avses anpassas till de lakvatten som kan uppkomma medan kraven på reningen fastställs efter en särskild utredning av vilken belastning som de berörda recipienterna tål.

4.5.7 Stängning och försegling av deponin

Eftersom djupdeponin under en lång och okänd tid framöver kommer att behövas för inlagring av det fallande, farliga avfallet från Rönnskärsverken, kan tidpunkten för stängningen av djupdeponin inte fastställas nu. Det är mest sannolikt att stängningen

inte sker förrän smältverksamheten upphör på Rönnskär. Då uppkommer behov av att slutligt deponera annat mindre farligt avfall från verksamheten inklusive inert avfall såsom rester av byggnader, fyllnadsmaterial och slaggar. Det bedöms vara lämpligt att fylla alla utrymmena i deponin som inte är fyllda med avfall med dessa rester. För att förstärka skyddet kan det också krävas tätande ”pluggar” av exempelvis vattentät betong i transportrampen.

5 Miljö- och säkerhetsaspekter

5.1 Allmänt

Deponeringen av Rönnskärsverkens farliga avfall måste prövas enligt Miljöbalken. För en djupdeponi föreskrivs i EU-rådets beslut 2003/33/EG, bilaga A, en särskild säkerhetsbedömning som skall omfatta följande frågor:

- Geologisk bedömning
- Geomekanisk bedömning
- Hydrogeologisk bedömning
- Geokemisk bedömning
- Bedömning av inverkan på biosfären
- Bedömning av driftsfasen
- Långsiktig bedömning
- Bedömning av ytanläggningarnas inverkan på lagringsplatsen

5.2 Behandlingen av avfallet innan det deponeras

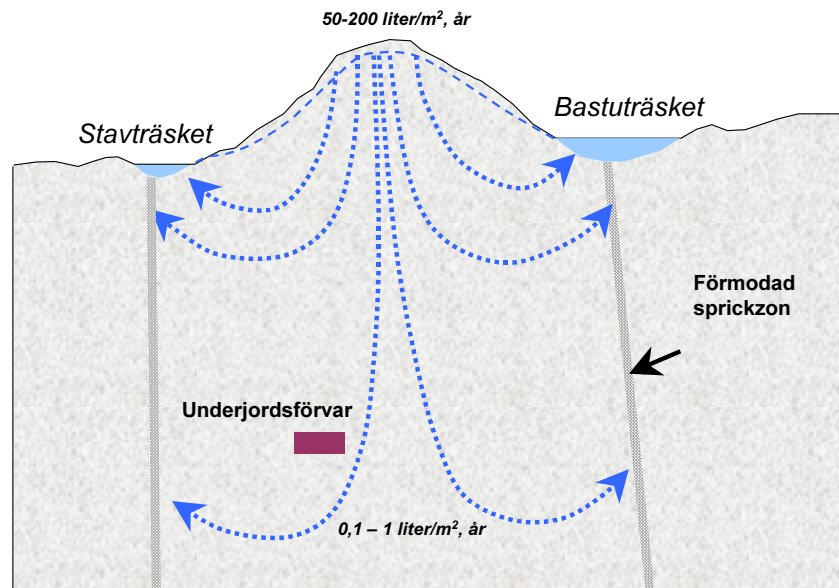
Flera av Rönnskärsverkens farliga avfall har en hög grad av lakbarhet. För att spridningen av förorenande ämnen skall bli acceptabla från deponin krävs därför att lakbarheten reduceras genom en förbehandling av dessa avfallstyper. I ett särskilt utvecklingsprogram har särskilda stabiliseringsmetoder utprovats för vart och ett av de lakbara avfallen. Svårast har varit att effektivt stabilisera de arsenik medan exempelvis kvicksilver varit relativt enkelt att stabilisera.

5.3 Spridningen av föroreningar från deponin – omfattning och möjliga vägar

Omfattningen av det framtida läckaget av föroreningar från djupdeponin bestäms av effektiviteten i den kemiska stabilisering som avfallet skall genomgå innan det deponeras och den vattenomsättning som kommer att uppkomma i deponin när denna stängts och grundvattenströmningen återgått till en mer naturlig strömning. Eftersom stabiliseringen kan förväntas bli mycket effektiv samtidigt som det är ett krav på lokaliseringen och utformningen av djupdeponin att vattenomsättningen är mycket liten, kommer läckaget av förorenande ämnen till biosfären att bli mycket låg. En tillkommande faktor är den fastläggningsförmåga som finns i de sediment (sjö- eller havsbottnar) som det kontaminerade grundvattnet måste passera innan det når biosfären.

Transportvägarna för det lakvatten som läcker ut ur slutdeponin bestäms av sprickbildningen i den aktuella berggrunden. Oavsett lokaliseringen kommer den naturliga grundvattenströmning, som betingas av topografiska skillnader i terrängen, att föra detta vatten ut till sprick- och krosszoner som har en större vattenförande förmåga än den bergmassa som djupdeponin lokaliserats till. Därifrån transporteras vattnet upp mot markytan i låglinjer i terrängen. Dessa låglinjer ligger av naturliga skäl ofta i direkt anslutning till sprick- och krosszoners utgående i markytan. I Åkulla förväntas denna utströmning av påverkat grundvatten ske i den närliggande sjön Stavträsket, figur 6, medan den för Rönnskärsalternativet med största sannolikhet sker i Bottenviken. I båda fallen måste det påverkade grundvattnet passera relativt mäktiga sediment innan det når sjöns/vikens vatten.

Figur 6 Illustration av grundvattenströmningen kring ett djupförvar som är anlagd vid Åkullagruvan



5.4 Exponering för föroreningar från deponin

De möjliga exponeringar för spårämnena från deponin som människa och naturmiljö kan utsättas för är praktiskt taget enbart kopplade till vatten. För människan består risken i en direkt exponering via dricksvatten, antingen via ytvatten eller via grundvatten (brunnar). Indirekta exponeringar via fisk som fångats i de aktuella vattnen och via grönsaker som bevattnats med dessa vatten måste också värderas. För naturmiljön är den akvatiska miljön aktuell att värdera och generellt mer känslig än människan.

Exponeringen via dricksvatten kan värderas utifrån gällande dricksvattenkriterier, medan den via grönsaker måste värderas utifrån respektive växters vattenupptag och storleken av de dagliga intagen av dessa växter. För den akvatiska miljön kan generella referenskoncentrationer för sötvatten, respektive bräckt vatten tillämpas.

5.5 Risker i samband med transporten av avfallet

När avfallet tas ut ur sina lagringsplatser och transporteras till djupdeponin avlägsnas de skydd som finns kring avfallet. För att utsläppen till omgivningen och därmed riskerna för människa och naturmiljö skall förbli acceptabla krävs att avfallet omgående skyddas mot uttorkning, vind, vatten och spill när det tagits ut ur de nuvarande lagringsplatserna. Transporterna till djupdeponin innebär dessutom en exponering för trafikolyckor med risk för snabbare transport av föroreningar än den via vatten och vind vid lastning/lossning. Risker är också att mer känsliga objekt, t.ex. vattentäcker blir utsatta för dessa risker än vad som gäller under lagring/deponering.

Risken för föroreningsspridning kommer att minskas dels genom att

- avfallet kommer att transporteras i speciella containrar samt att
- avfallens form kommer att minska spridningsrisken.

Avfallet som transporteras kommer ej att förekomma i former som lätt sprids i recipienten vid en olycka. Inget torrt/dammande avfall kommer att transporteras, ej heller lättflytande avfall. Detta borgar för att vid en eventuell olycka, då spill kan förekomma, kan spillet enkelt samlas upp och tas omhand.

5.6 Möjliga skyddsåtgärder

De skyddsåtgärder som är möjliga att tillgripa för att minska riskerna med djupdeponeringen av det farliga avfallet från Rönnskär har redan behandlats i olika delar av denna redovisning. Sammanfattningsvis består de av:

- Stabilisering av avfallens lakningsbenägenhet
- Lämplig lokalisering av djupdeponin
- Inpackning av avfallet i djupdeponin
- Förstärkande tät- och dräneringsinsatser i i djupdeponin
- Anläggning av filterbarriärer i djupdeponin
- Åtgärder för att minimera utsläppen i samband med uttag, lastning, transport, lossning och inpackning av avfallen.

Till dessa åtgärder kommer övervakning och kontroll, där kontrollen omfattar såväl utförandet av slutdeponin och transportarbetet som den slutliga funktionen av anläggningen.

5.7 Skillnader mellan gruvalternativet och Rönnskärsalternativet

Den stora skillnaden mellan lokaliseringen till Åkullagruvan, respektive den till Rönnskär, är typen av recipient som slutligen belastas av de ämnen som avgår från respektive deponi. Vid Åkulla utgörs den, som tidigare nämnts, av en mindre och näringsfattig sjö, Stavträsket, medan den vid Rönnskär utgörs av Bottenviken. Utspädningen i Stavträsket kommer att bli liten och för en sådan recipient har man i flera utredningar angivit att en acceptabel kvicksilverbelastning uppgår till 5 g/år. Detta motsvarar ungefär ett tillskott av Hg-halten i ytvattnet från sjön om drygt 1 ng/l. Om motsvarande halt skulle vara acceptabel i Rönnskärsfjärden, där Skellefteälven har sitt utflöde (ca 4,7 miljarder m³/år) motsvarar detta ett utsläpp om cirka 6 000 g/år. I båda fallen är tillskottet av samma storleksordning som den naturliga omsättningen av kvicksilver i svenska sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Eftersom dessa genomgående redan är belastade med antropogent kvicksilver med Hg-halter som ligger kring 2 ng/l i norra Sverige, innebär den extra belastningen att Hg-halten för Stavträsket ökar med cirka 50 procent. En så kraftig ökning är inte acceptabel för Bottenviken. En ökning av Hg-halten med 5 procent är mera rimlig vilket motsvarar ett totalt tillskott om cirka 500 g/år från en tänkt slutdeponi på Rönnskär, dvs. en faktor 100 högre än från en motsvarande slutdeponi vid Åkullagruvan.

En annan viktig fråga som verkar för Rönnskärsverken är det betydligt mindre transportarbetet och de mindre riskerna med transporter på allmänna vägar och delvis genom tätbebyggda områden om en slutdeponi anläggs på Rönnskär.

6 Tidplaner

Följande tidplan är preliminär och till stor del beroende av tidsåtgång för myndighetsbeslut och tidplan för en eventuell malm-brytning av Åkulla Östra.

Tillståndsansökan	sommar 2008
Tillståndsbeslut från miljödomstol	höst 2009
Iordningsställande av första delen av djupdeponin	2010
Iordningsställande av anläggningar för utlastning och stabilisering	2010
Start för djupdeponering	2011

7 Kostnader

- Kostnadsbilden kommer sammanfattningsvis att domineras av två huvudkomponenter:
- Behandling/stabilisering av avfallet
- Iordningställande av djupt bergförvar

En viss osäkerhet i beräkningen är kostnaden för stabilisering av Hg-avfallet; här finns i dag ideér om hur den kan genomföras baserat på laboratorieförsök. Det är viktigt att kraven på underjordsförvaret rimlighetsbedöms och relateras till platsspecifika bakgrundvärden. Transportkostnaden bedöms bli av underordnad storlek utan att för den skull vara försumbar.

Om ett djupförvar byggs i en befintlig gruva kan således kostnader för en avancerad ytdeponi rå Rönnskär undvikas, men samtidigt blir djupförvarets erforderliga deponiutrymmen betydligt större än i ursprungskalkylen.

Två alternativ har utretts för djupdeponering:

- Gruvan Åkulla Östra 7km utanför Boliden – huvudalternativ
- Djupförvar under Rönnskärsverken – 2:a-handsalternativ

För huvudalternativet Åkulla-gruvan utreds 2 brytningsalternativ:

1. Öppen metod, där brytningsrummen blir 16 m höga, utan igensättning
2. Igensättningsbrytning, mycket höga brytningsrum där inga pelare lämnas

Ett möjligt brytningsalternativ är en kombination av alternativ 1 och alternativ 2. Som *reservalternativ* kalkyleras med ett helt nytt förvar under Rönnskär. Detta alternativ kallas här alternativ 3.

En djupdeponi helt enligt *alternativ 1* skulle innebära att 15 brytningsrum iordningställs så att hela volymen 300 000 m³ erhålls i brytningsrum. Merkostnaden för att ordna deponeringsutrymme på detta sätt beräknas till 20 Mkr.

Om *alternativ 2* används blir cirka halva deponivolymen inrymd i brytningsrum och halva volymen ordnas nya förvaringsutrymmen. Merkostnaden för att ordna utrymme för deponering på detta sätt beräknas till 81 Mkr.

Att bygga utrymmen för ett helt nytt djupförvar under Rönnskärsverken på cirka 400 m djup har kostnadsberäknats till 270 Mkr exkl. kostnader för kringutrustning (pumpar, ventilation etc.).

Till ovanstående kostnader tillkommer kostnader för:

- Transport från lagerplats på Rönnskär till slutdeponin
- Ordningsställande av deponirum (dräneringar, tätningar etc.)
- Inpackning av avfall i deponirum
- Kostnader för vattenrening och fordonstvätt
- Övervakning och kontroll

Det bör slutligen påpekas att kostnadsbilden inte är slutligt utredd eftersom vi i dag inte slutgiltigt har bestämt oss för vilka tekniska detaljlösningar som vi kommer att föreslå. Inte heller är det i dag till 100 procent klarlagt om driften av Åkullagruvan kommer igång.

7 Slutord

Deponifrågan på Rönnskär har en lång historia som börjar redan på 1970-talet då processavfall började samlas på industriområdet. Reningen av processvatten inleddes genom inrättandet av Östra Dammen. Efter 1986 års koncessionsdom startade omfattande utredningar om avfallens karaktär och möjligheter till uppbyggnad. 1975 byggdes ett kaldoverk för att behandla de processavfall (blyhaltiga gasreningsstoft) som uppstår i processen. Försöken gav ej det utfall man hoppats på, varför dessa avfall lagrats på industriområdet i väntan på en slutlig deponilösning. Boliden rapporterade 1991 till Naturvårdsverket i denna fråga.

1998 kom en koncessionsdom, där deponifrågorna delegerats till naturvårdsverket. Under 2000–2004 genomförde Boliden en utred-

ning om slutdeponering för farligt avfall. 2005 kom förändringen i deponiförordningen vilket innebär att en betydande del av Rönnskärverkens processavfall måste slutdeponeras i djupt bergförvar. Boliden kan därmed konstatera att en djupdeponi för kvicksilverhaltigt processavfall måste byggas.

En ny deponeringsstrategi för de processavfall som klassas som farliga (deponiklass 1) antogs av Rönnskärs ledning 2005 och innebär att alla klass1-avfall ska slutdeponeras under jord.

Boliden har 2006 startat en undersökning om en lämplig lokalisering och utformning av en slutdeponi under jord. I första hand har en gruva i Bolidenområdet bedömts kunna utgöra förstahandsalternativet.

Ett huvudalternativ har framtagits, efter genomgång av ett 15-tal gruvor i området – en icke idriftagen gruva kallad Åkulla Östra – som Boliden bedömer kommer att uppfylla de uppställda kriterierna på djupdeponin.

Avfallskaraktärisering och stabilisering pågår sedan 2005 i syfte att ta fram optimala behandlingslösningar för vart och ett av de aktuella avfallen.

I dagsläget är arbetet i full gång för att ta fram underlag till en ansökan till miljödomstol. Ansökan omfattar även tillstånd för fortsatt och utökad drift vid Rönnskärverken. Ansökan bedöms kunna inlämnas sommaren 2008.

Driften av djupdeponin är beroende av den eventuella exploateringen av Åkulla-fyndigheten. Om den kommer till stånd bedömer Boliden att deponeringen under jord tidigast kan påbörjas 2011.

Olika slutförvaringsstrategier för kvicksilveravfall

Sammanställning och utvärdering av frågeställningar:

- Saltförvar i Tyskland
- Langøya i Norge

Lars Olof Höglund
Sara Södergren Riggare
Bertil Grundfelt

Kemakta Konsult AB
2008-01-25

Innehåll

1	Inledning och bakgrund	143
2	Tyskt material	144
2.1	Det tyska bergsaltets ursprung och olika typer av formationer.....	144
2.2	Underjordsdeponier för farligt avfall i salt i Tyskland.....	144
2.2.1	Befintliga anläggningar.....	144
2.2.2	Tyskt regelverk för underjordsdeponier.....	147
2.2.3	Krav på förläggningsplatsen.....	148
2.2.4	Krav på avfallet	148
2.2.5	Krav på säkerhetsredovisning	149
2.2.6	Opinionsläge och vetenskapligt anseende	151
2.3	Aspekter på förvaring av flytande kvicksilver i underjordsförvar.....	152
2.3.1	Driftskedet – Arbetsmiljö/inre miljö.....	152

2.3.2	Slutförvarsskedet – Grundläggande säkerhetsfunktioner	152
2.3.3	Samdeponering med annat avfall	154
2.3.4	Säkerhetsanalys och scenarier	157
2.4	Risk för intressekonflikter	163
2.4.1	Koldioxidlagring	163
2.4.2	Mineralutvinning	164
2.5	Deponering av radioaktivt avfall i bergsalt.....	164
2.5.1	Huvudfrågor vid slutförvaring av radioaktivt avfall i salt	166
2.5.2	Jämförelser av olika bergarter för deponering av radioaktivt avfall	168
2.6	Diskussion.....	169
3	Norskt material.....	173
3.1	Langøya	173
3.1.1	Bakgrund	173
3.1.2	Tillstånd och verksamhet	173
3.1.3	Rehabiliteringsplan	175
3.1.4	Stabilisering av avfall.....	177
3.1.5	Säkerhetsprinciper	178
3.2	Kemaktas bedömning.....	179
3.2.1	Krav i EU-lagstiftning	179
3.2.2	Höghaltigt kvicksilveravfall på Langøya	182
3.3	Villkor för deponering på Langøya	182
3.4	Sammanfattande kommentarer och diskussion	183
4	Referenser	184

1 Inledning och bakgrund

Kemakta Konsult AB har av regeringens utredare fått i uppdrag att sammanställa och värdera befintligt underlag beträffande slutförvaring av kvicksilveravfall i underjordiska förvarsanläggningar för kemiskt toxiskt avfall i Tyskland respektive i det nedlagda kalkbrottet på Langøya i Norge. I samband med slutförvaring under jorden i Tyskland har även möjligheterna att slutförvara metalliskt kvicksilver, dvs. kvicksilver i flytande form, i sådana anläggningar utretts.

Denna rapport syftar till att översiktligt beskriva de säkerhetspåverkande frågeställningar som diskuteras i samband med slutförvaring av avfall i bergsalt, att diskutera specifika aspekter rörande slutförvaring av kvicksilveravfall i bergsalt samt belysa de långsiktiga säkerhetsaspekterna vid slutförvaring på Langøya. Redovisningen bygger på Kemaktas erfarenheter från tidigare uppdrag åt BfS¹ avseende slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall i saltformationer kompletterade med information om pågående slutförvaring av icke radioaktivt avfall som hämtats ur befintligt tryckt material och som erhållits via intervjuer med insatta personer.

I Tyskland finns tre underjordsanläggningar i drift för slutförvaring av farligt avfall, bl.a. kvicksilverhaltigt avfall. Samtliga dessa anläggningar är förlagda i bergsaltformationer. I Tyskland har dessutom salt under flera decennier utgjort ett förstahandsalternativ för slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall.

På Langøya i Oslofjorden bedrivs sedan 1987 deponering av vissa typer av avfall i ett nedlagt kalkbrott. Vid anläggningen tas kvicksilverhaltigt avfall emot för behandling (stabilisering) och deponering.

I kapitel 2 i detta PM behandlas slutförvaring i bergsalt i Tyskland. Denna beskrivning börjar i avsnitt 2.1 med en beskrivning av det tyska bergsaltets geologiska ursprung. I avsnitt 2.2 beskrivs den pågående verksamheten med slutförvaring av kemiskt toxiskt avfall i underjordsanläggningar i Tyskland. I avsnitt 2.3 skisseras några väsentliga frågeställningar och scenarier som bör behandlas i en säkerhetsanalys av slutförvaring av metalliskt flytande kvicksilver i bergsalt. I avsnitt 2.4 diskuteras helt kort ett par andra potentiella användningsområden som kan skapa intressekonflikter omkring de aktuella geologiska formationerna. I avsnitt 2.5 behandlas de tyska planerna för slutförvaring av radio-

¹ BfS – Bundesamt für Strahlenschutz.

aktivt avfall i bergsalt. I avsnitt 2.6 presenteras slutligen en sammanfattande diskussion om slutförvaring av kvicksilveravfall i bergsalt.

Kapitel 3 beskriver verksamheten vid deponin på Langøya. Slutligen ges sammanfattande kommentarer och diskussion i avsnitt 3.4.

Kapitel 4 innehåller en förteckning över referenser använda i utredningen.

2 Tyskt material

2.1 Det tyska bergsaltets ursprung och olika typer av formationer

För cirka 250 miljoner år sedan, under den senare delen av perm-perioden (under epoken Zechstein), täcktes norra Europa av ett grunt hav över en utbredd kontinentalsockel vars enda förbindelse med de öppna världshaven var över en tröskel belägen ungefär vid nuvarande Nordsjön. I det heta klimat som då rådde dunstade vatten varvid salthalten ökade och de salter som hade lägst löslighet såsom gips och kalksten fälldes ut först varefter natrium- och kaliumsalter överlagrades. Denna process har medfört att bergsalt förekommer i stora delar av Tyskland i klart avskilda och ofta flera hundra meter mäktiga lager, s.k. skiktsalt.

Genom en höjning av tröskeln avsnördes det grunda havet och torkade ut. Under en efterföljande period rådde i området ökenklimat vilket ledde till att saltlagren överlagrades av stora mängder sediment som senare omvandlades till sedimentära bergarter. Under det höga trycket som rådde under dessa sedimentära lager började saltet flyta och vid svaghetszoner stiga på grund av sin lägre densitet än omgivande berg varvid saltdomer bildades. Denna process kallas diapirism och pågår alltjämt men är mycket långsam.

2.2 Underjordsdeponier för farligt avfall i salt i Tyskland

2.2.1 Befintliga anläggningar

I Tyskland finns i dagsläget tre "äkt" slutförvar för kemiskt toxiskt avfall i saltformationer, dvs. anläggningar som drivs med syftet att omhänderta avfall. Två av dessa, Herfa-Neurode i del-

staten Hessen (i drift sedan 1972) och Zielitz i Sachsen-Anhalt (i drift sedan 1995), drivs av företaget K+S Entsorgung GbmH medan den tredje, Heilbronn i Baden Württemberg (i drift sedan 1987) drivs av företaget UEV² som är ett dotterbolag till Südwest-deutsche Saltzwerke AG.

Utöver dessa anläggningar har en anläggning i Sondershausen i Thüringen som drivs av GSES GmbH³ fått driftstillstånd 2005. Det är för närvarande oklart om denna anläggning har tagits i drift. Vidare gavs 1997 tillstånd för en anläggning i Borth i Nordrhein-Westfalen. Tillståndet överklagades. Även här är det oklart om anläggningen är i drift. K+S Entsorgung GbmH sökte ett tillstånd för ett slutförvar i en saltdom i Niedersachsen-Riedel men drog senare tillbaka ansökan på grund av brist på avfall att deponera. Förutom de anläggningar som är rena avfallsdeponier finns det grovt räknat ett trettiofem anläggningar där restprodukter används för att återfylla hålrum i saltgruvor på grund av lagkrav på återfyllnad.

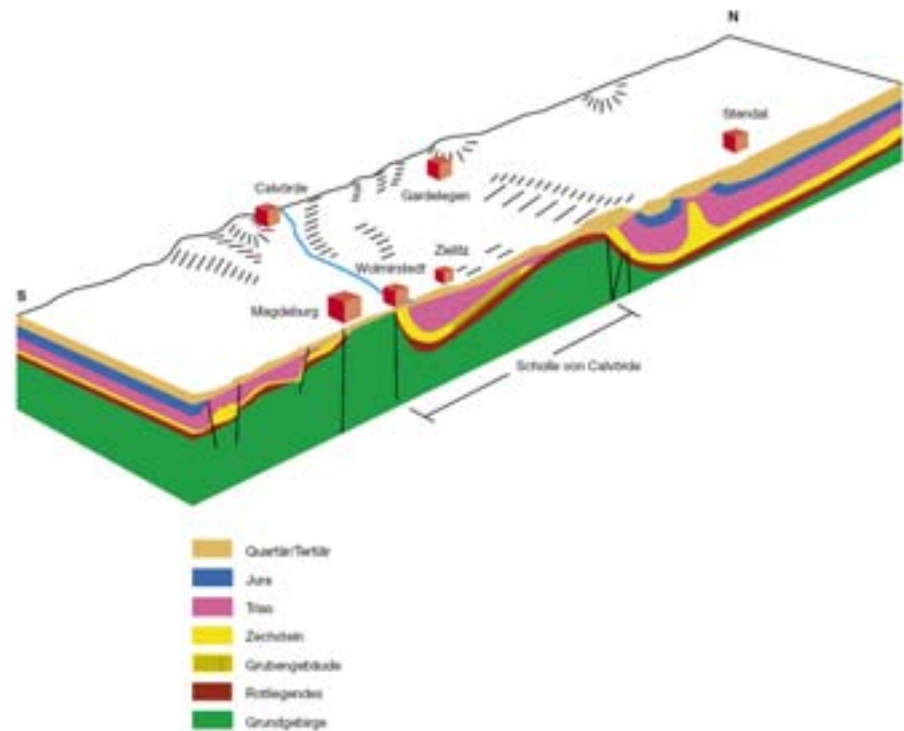
Enligt muntlig uppgift lär det finnas någon deponi för specialavfall i ett nedlagt lignitbrott. Det är dock oklart om denna anläggning är en undermarksdeponi och vilken typ av avfall som kan deponeras där. I brist på annan information utgår vi i dagsläget från givna uppgifter att de tre deponierna i nedlagda saltgruvor är de enda existerande undermarksdeponierna för farligt avfall.

De tre slutförvaren som är i drift är samtliga belägna i skikt-saltformationer. I figur 1 visas den geologiska omgivningen av anläggningen i Zielitz som ett exempel på en sådan geologisk sekvens.

² UEV – Umwelt, Entsorgung und Verwertung GmbH.

³ Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und Sicherungsgesellschaft mbH.

Figur 1 Exempel på skiktsaltformation vid slutförvarsanläggningen Zielitz (illustration från broschyrmaterial, K+S Entsorgung GbmH)



Slutförvarsanläggningarna har tidsbegränsade certifikat från TÜV⁴ att de uppfyller kraven i den tyska förordningen om avfallshanteringsanläggningar. En förteckning över de avfallstyper som anläggningen får ta emot bifogas certifikatet. För den äldre anläggningen i Herfa Neurode upptar bilagan 14 mottagningskriterier för avfallens egenskaper. Bland kriterierna återfinns att avfallet inte får vara flytande och att det ska vara läckagetätt förpackat. För den nyare anläggningen i Zielitz liksom för anläggningen i Heibronn innehåller certifikatsbilagan ett omfattande utsnitt av den s.k. europeiska avfallskatalogen.

⁴ TÜV – Technische Überwachungsverein.

2.2.2 Tyskt regelverk för underjordsdeponier

Deponering av avfall i Tyskland regleras av Deponeringsförordningen (DepV, 2002) och en teknisk vägledning (TA Abfall, 1991). Båda dessa regleringar är yngre än anläggningen i Herfa-Neurode som har fått sitt tillstånd enligt den första avfallslagen i Tyskland som då nyligen antagits (1972). Däremot har tillstånden för de båda nyare anläggningarna i Zielitz (1995) och Heilbronn (bolaget bildat 1992) getts i enlighet med TA Abfall.

Undermarksdeponier kallas i Tyskland med deponeringsförordningens nomenklatur "Deponie der Klasse IV" vilken definieras som:

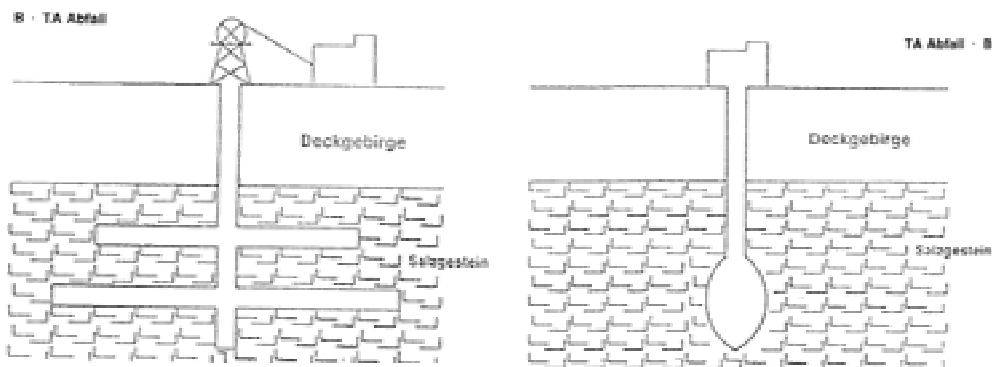
En undermarksdeponi i vilken avfallen

- a) i en gruva med ett oberoende deponeringsområde som är anlagt avskilt från områden där mineralutvinning pågår eller planeras, eller
- b) i ett hålrum

lagras fullständigt inneslutet i berg.

Det finns således i teorin två typer av undermarksdeponier vilket illustreras i figur 2. Samtliga befintliga och tillståndsgivna deponier är nedlagda saltgruvor, dvs. typ a). Undermarksdeponier kan också teoretiskt anläggas i andra bergarter än salt. För sådana deponier ställs dock hårdare krav på avfallets egenskaper.

Figur 2 Två typer av undermarksdeponier som definieras i den tyska deponeringsförordningen – vänster nedlagd gruva, typ a) – höger hålrum, typ b)



2.2.3 Krav på förläggningsplatsen

I avsnitt 10 av TA Abfall definieras speciella krav som ställs på undermarksdeponier i salt. Inledningsvis anges syftet med deponering i bergsalt vara att varaktigt avskilja avfallet från biosfären och att deponin inte ska behöva övervakas efter avslutad deponering och förslutning. Detta ligger till grund för de krav som ställs på förläggningsplatsen där det anges att bergsaltet på förläggningsplatsen måste:

- a) vara tätt mot vätskor och gaser,
- b) ha tillräcklig utsträckning i rummet och
- c) ha tillräcklig mäktighet i deponeringsområdet.

Dessutom:

- d) måste bergets geomekaniska egenskaper möjliggöra säkra öppna volymer,
- e) får inte hålrumsväggarna ligga nära berglager som kan utgöra potentiella vattenledare och
- f) ska förläggningsplatser undvikas i regioner där sannolikheten överstiger 99 procent för jordbävningar med en intensitet som överstiger 8 på MSK-skalan (Medvedjev-Sponheuer-Karnik)⁵.

Förläggningsplatsens lämplighet för ett undermarksförvar skall redovisas i en platsspecifik säkerhetsredovisning. Kraven på denna redovisas i avsnitt 2.2.5 nedan.

2.2.4 Krav på avfallet

Det tyska systemet, liksom det svenska, bygger på att avfall tilldelas anläggningar efter skyddsbehov. I första hand ska generering av avfall undvikas och i andra hand ska avfallet nyttiggöras genom återvinning. Avfall som inte kan nyttiggöras skall lämnas till en anläggning för behandling och/eller deponering efter kriterier som härletts från de mottagningskriterier som finns inom EU (EU, 2002). Tilldelningen av deponiklass utgår från avfallets farlighet. I en bilaga till TA Abfall specificeras ett antal kvantitativa kriterier för när avfall kan accepteras för deponering i en ovanjordsanläggning. Specifikt när det gäller kvicksilver skall avfall som vid lak-

⁵ Intensitet 8 på MSK-skalan innebär att sprickor bildas i murar samt att valv och tak kan rasa.

försök med en vätske-fastfaskvot på 10 l/kg ger en kvicksilverhalt i lakvattnet som överstiger 0,1 mg/l förvaras i en undermarksdeponi. Sådant avfall måste emellertid även uppfylla de allmänna acceptanskraven för avfall i undermarksdeponier, dvs.:

- Avfallet får inte:
 - vara explosivt under förvarsförhållanden
 - vara självantändbart under förvarsförhållanden
 - vara brandfarligt under förvarsförhållanden
 - vara reaktivt med gasbildning som följd
 - ha en påträngande lukt
 - vara i flytande form och måste åtminstone ha kompakt konsistens
 - reagera med bergsalt på ett negativt sätt
 - öka i volym
 - vara radioaktivt
 - innehålla eller bilda smittoämnen
- Avfallets *förpackning* måste uppfylla att:
 - avfallet måste vara förpackat i slutna behållare (fat, containrar eller storsäckar som inte förorenar gruvan och som är dammsäkra och flamskyddade). PCB-innehållande transformatorer får deponeras utan ytterligare förpackning förutsatt att reglerna för transport av farligt gods följs.
 - Korrosion på behållarnas insida måste förhindras
 - Behållare måste uppfylla vad som föreskrivs för ett undermarksförvar liksom bestämmelserna i (GGVSE, 2001).

Avfall som inte uppfyller dessa kriterier får inte deponeras.

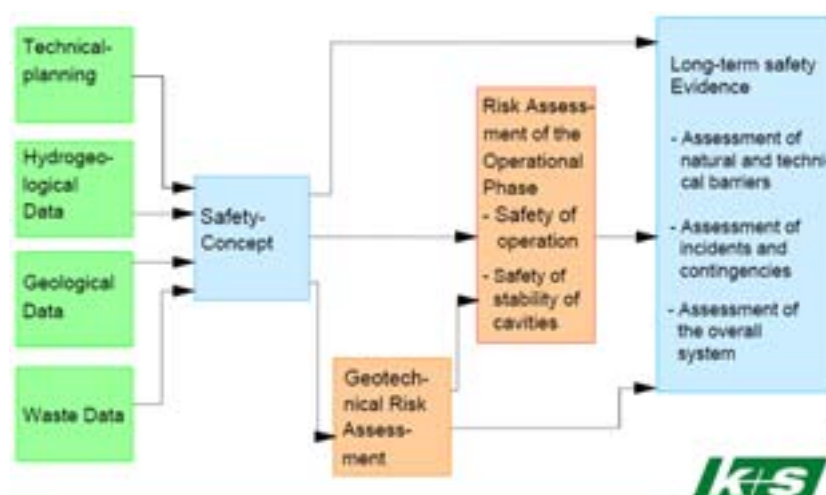
2.2.5 Krav på säkerhetsredovisning

I TA Avfall specificeras att en redovisning av bergets lämplighet för att anlägga en undermarksdeponi ska redovisas i en platsspecifik säkerhetsredovisning som ska omfatta hela systemet avfall-undermarksbyggnader-bergmassa. Säkerhetsredovisningen skall vidare omfatta risker som möjligen kan uppkomma under anläggande och drift av anläggningen samt den långsiktiga risken efter förslutning. I säkerhetsredovisningen skall följande delar ingå, se figur 3:

- a) Geoteknisk säkerhetsredovisning
- b) Säkerhetsredovisning för driftsfasen
- c) Redovisning av långsiktig säkerhet

Den geotekniska säkerhetsredovisningen syftar till att visa att anläggningens hålrum är stabila. Säkerhetsredovisningen för driftsfasen skall utöver den geotekniska redovisningens slutsatser även redovisa en "vanlig" riskbedömning med identifiering av incidenter, belastning på personal, etc. Långtidssäkerhetsanalysen ska syfta till att redovisa påverkan från det förslutna förvaret på biosfären.

Figur 3 Procedur för säkerhetsredovisning för tyska undermarksdeponier



I analysen av den långsiktiga säkerheten ska man belägga att varken uppförande och drift av anläggningen eller förhållandena efter förslutning leder till någon skada på biosfären. Därvidlag ska man utvärdera förhållandena i deponins barriärer (avfallets beskaffenhet, återfyllnads- och förslutningsåtgärder i schakt och borrhål), förhållandena i bergsaltet, förhållandena i omgivande och överlagrade geologiska formationer samt händelseförlopp i hela systemet. Utvärderingen skall göras med lämpliga modeller baserat på plats-specifika data alternativt tillräckligt konservativa ansatser. Såväl hydrogeologiska som geokemiska förhållanden och lösligheter ska beaktas. Däremot ska ingen kredit tas för avfallsbehållare och

eventuella inklädnader i bergrummen då dessas livslängd kan förutsättas vara begränsad.

2.2.6 Opinionsläge och vetenskapligt anseende

Den allmänna opinionen är relativt positiv till slutförvaring av farligt avfall i f.d. saltgruvor. Vid nyare anläggningar känner man dock av ett visst motstånd som dock inte är tillnärmelsevis lika starkt som motståndet mot kärnavfallshanteringen. Som en konsekvens av det motstånd som man känner av har man, för att undvika opinionsproblem, inte sökt tillstånd för utökad drift vid Herfa-Neurode trots att det finns ett behov av större kapacitet. Man kan vidare notera att, som ovan nämnts, tillståndet för en anläggning i Borth överklagades.

På frågan om det finns några vetenskapligt underbyggda argument mot slutförvaring i bergsalt på det sätt som det praktiseras i Tyskland har följande anförts från forskarhåll:

- Eftersom slutförvaringen uteslutande sker i nedlagda saltgruvor är anläggningsutformningen inte anpassad till avfallsdeponering.
- Slutförvaringen har påbörjats när avfallets sammansättning och kemiska beteende var dåligt kända. Sedan tillståndet gavs för de driftsatta anläggningarna har dock forskningsprogram dragits igång både vad gäller avfallets sammansättning och egenskaper samt utveckling av verktyg och filosofier avseende säkerhetsanalyser.
- Den säkerhetsfilosofi som ligger till grund för konceptet är att saltet antas vara helt tätt mot läckage av toxiska ämnen från avfallet. Detta sägs ha styrt utformningen på analyserna av den långsiktiga säkerheten så att dessa inriktats på att visa att formationen förblir tät.
- De problem som uppkommit vid förvaring av radioaktivt avfall i Asse liksom i Morsleben har anförts för att understryka synpunkten. I dessa anläggningar har problem med vatteninläckage uppstått på grund av förekomst av vattenförande lager och kontakt med omgivande berg.

2.3 Aspekter på förvaring av flytande kvicksilver i underjordsförvar

2.3.1 Driftskedet – Arbetsmiljö/inre miljö

Hantering av kvicksilver i flytande form kräver speciella kunskaper och försiktighetsåtgärder. Inom den kvicksilverhanterande industrin liksom inom de företag som hanterar kvicksilverhaltigt avfall har man dock lång erfarenhet av detta liksom erforderlig utrustning.

Kvicksilvers höga ångtryck och risken för omvandling till metylerade former kan leda till arbetsmiljöproblem i ett dåligt ventilerat undermarksutrymme. Ångan inklusive metylerade former kan spridas med ventilationsluften och är toxiska för människan. Öppen hantering av flytande kvicksilver i en slutförvarsanläggning skulle kunna leda till adsorption av kvicksilverånga på fasta ytor i anläggningen, varvid anläggningen blir kontaminerad.

2.3.2 Slutförvarsskedet – Grundläggande säkerhetsfunktioner

Slutförvaring i underjordsförvar är ett bra sätt att inte belasta framtida generationer med ett ansvar för avfallet eftersom tanken med ett underjordsförvar är att detta skall konstrueras för att upprätthålla säkerheten med passiva barriärer som inte behöver underhållas.

Syftet med att slutförvara avfall i ett underjordsförvar är att isolera det från biosfären. En total inneslutning är normalt inte möjlig vid deponering i berggrunden. Saltberg anses i många fall vara ett undantag eftersom det genom deformationer av saltet gör att hålrum konvergerar så att avfallet helt kan inneslutas. För att detta skall uppnås är det dock viktigt att deformationen sker utan sprickbildning och att schakt, undersökningsborrhål o.dyl. som förbinder slutförvaret med rörligt grundvatten försluts noga. Om föroreningar från avfallet skulle läcka ut från saltformationen är det viktigt att omgivande berg har en naturlig fastläggande förmåga så att effekterna av ett läckage lindras.

I bilaga A till Rådets beslut 2003/33EG av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier redovisas säkerhetsprinciper för mottagning av avfall för underjordsförvar liksom en procedur för en platsspecifik säkerhetsbedömning av ett sådant slutförvar. Där anges bl.a. att för

att villkoren i ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) skall vara uppfyllda måste man visa att ett underjordsförvar är säkert på lång sikt.

En vanligt förekommande grundprincip för slutförvar är att basera konstruktionen på flera oberoende barriärer som samverkar till en hög säkerhet. Grundtanken är att om en del av barriärsystemet skulle falla så träder en annan del av barriärsystemet in och förhindrar eller mildrar konsekvenserna av den fallerande barriären. Exempel på ett flerbarriärsystem kan vara ett slutförvar bestående av:

- Konstruerade barriärer såsom inneslutning av avfallet i behållare, betongbarriärer, bentonitlera m.m.
- Geologiska barriärer, berggrunden, saltformationen etc.
- Geokemiska barriärer, exempelvis låg löslighet hos avfallsmaterialet i den aktuella miljön, berggrundens buffrande egenskaper mot förändringar i pH och redoxförhållanden.
- Hydrogeologiska barriärer, låg genomsläpplighet i berggrund, vattentäta saltformationer, densitetsvariationer till följd av salthaltsskillnader som förhindrar/minskar vattentransport i djupare delar av berggrunden.
- Pluggkoncept, avser tillfartstunnlar, borrhål för att förhindra uttransport av föroreningar från slutförvaret, inläckage av grundvatten i saltformationer m.m.
- Återfyllnad av håligheter för att förhindra konvergens och berg rörelser till följd av konvergens i saltformationer.

För att bygga upp trovärdigheten hos ett slutförvarssystem, något som är väsentligt för att få acceptans för en slutförvarsanläggning, är det viktigt att kunna påvisa att säkerheten är tillräckligt hög och att inga utsläpp sker. Det är därför önskvärt att på olika sätt kunna redogöra för hur ett slutförvar och dess olika barriärer fungerar. Man kan i detta syfte definiera olika säkerhetsfunktionsindikatorer som kan utnyttjas för att påvisa att slutförvarsfunktionen är uppfyllt.

En viktig del i en slutförvarslösning är att avfallet ska ha en kemiskt stabil form. Detta innebär bland annat att avfallet inte ska vara flytande eller gasformigt, vidare att det inte ska vara kemiskt reaktivt i den tänkta slutförvarsmiljön.

Stabilisering av avfallet kan tillgripas för att överföra kvicksilver från flytande (svårhanterlig form) till fast material (enklare hantering, lägre risker för spridning). Stabiliseringsförfarandet innebär att kostnaderna ökar men bedöms vara förhållandevis små jämfört med de totala kostnaderna för ett slutförvar. Stabilisering innebär även att volymen hos avfallet ökar något, men medger samtidigt att enklare transport och mindre kvalificerade förvaringsbehållare kan användas för stabiliserat kvicksilver jämfört med flytande kvicksilver. Stabilisering innebär även väsentligt lägre ångtryck (mindre exponering för personal under drift, enklare driftsbetingelser, väsentligt minskad risk för spridning av ångor till omgivningen, väsentligt minskad risk för intern kontaminering inom anläggningen (adsorptionen av Hg-ånga på fast ytor minskar)). Ytterligare fördelar är att riskerna för metylering minskar. En kemiskt och fysikaliskt stabil form på kvicksilvret innebär att riskerna för spridning vid kontakt med vatten reduceras väsentligt samtidigt som riskerna för okontrollerad spridning från slutförvaret väsentligen undanröjs.

2.3.3 Samdeponering med annat avfall

Vid slutförvaring av kemiskt toxiskt avfall i underjordsförvar finns vanligen en vilja att kunna omhänderta olika typer av avfallsmaterial. Detta medför i vissa avseenden ökade risker för oönskad växelverkan mellan avfallsslag med olika kemiska och/eller fysikaliska egenskaper. Det är därför viktigt att korrekt karakterisera och i förväg förutse eventuella oönskade effekter så att dessa kan förhindras ske i slutförvaret. I detta avseende måste såväl kortsiktiga som långsiktiga effekter och processer beaktas. Exempel på detta med potentiell betydelse för slutförvaring av kvicksilver är:

- Kemiska interaktioner
 - *Sulfidöverskott i kombination med alkalisk miljö*
Kvicksilver övergår från svårlösliga till lättlösliga former i vatten vid stökiometriskt överskott av fria sulfidjoner. Effekten är särskilt påtaglig vid högt pH.
 - *Organiska ämnen kan leda till metylering*
Olika organiska ämnen bryts ner genom olika mikrobiella processer. Av särskilt intresse är att sulfatreducerande bakterier även spelar en nyckelroll vid metylering av kvicksilver. Till-

gången på sulfatjoner i grundvatten är vanligen god. Bakterier kan alltid förväntas finnas närvarande i tillräckligt antal. Närvaro av organiskt material tillsammans med kvicksilver medför därför att förutsättningar finns för att metylering ska kunna ske.

– *Redoxpåverkande ämnen*

Starka oxidationsmedel och starka reduktionsmedel skall undvikas i ett slutförvar. Det ska dock understrykas att även ämnen som normalt inte betraktas som särskilt reaktiva likväl kan ge oönskade långsiktiga effekter i ett slutförvar. Ett exempel kan vara metalliskt järn som kan fungera som ett reduktionsmedel för vatten varvid bildas betydande mängder vätgas under syrefria förhållanden. Vätgas är i sin tur ett potent reduktionsmedel för en mängd andra kemiska ämnen. Vätgasen kan även i sig utgöra ett problem genom att bidra till trycksättning av ett slutförvar, explosionsrisker vid utströmningspunkter etc.

– *Starka komplexbildare*

Avfall som innehåller starka komplexbildare bör inte tillföras ett slutförvar. Risken för oönskade interaktioner med andra avfallskomponenter med risk för ökad mobilisering av föroreningar är uppenbar. Mycket starka komplexbildare kan även bildas till följd av kemiska och/eller mikrobiella omvandlingsprocesser. De bildade komplexbildarna kan därefter växelverka med olika föroreningar i avfallsmaterialet och leda till ökad löslighet, minskad sorption och ökad frigörelse av föroreningar.

– *Värmealstrande ämnen*

Närvaro av värmealstrande ämnen bör undvikas i ett slutförvar. Eftersom värmeavledningen från ett tillslutet förvar i berggrunden är begränsad till bergmaterialets termiska ledningsförmåga kan temperaturökningen i slutförvaret stiga kraftigt om betydande värmeutveckling sker i avfallsmaterialet. Kraftigt ökad temperatur kan medföra exempelvis ökat ångtryck av kvicksilver och risk för nedsatt funktion hos barriärmaterial som hettas upp. Betydelsen kan uppskattas utgående från plats-specifika betingelser. Kvantitativa uppskattningar bör alltid göras om värmealstring i avfallsmaterialet misstänks förekomma.

– *Ev. katalyserande effekter*

Vissa kemiska reaktioner sker vanligen endast mycket långsamt. I vissa fall kan dock reaktionerna påskyndas av något annat ämne som deltar i vissa delsteg av reaktionerna utan att för-

brukas, sådana ämnen benämns katalysatorer. Effekterna av närvaro av ett katalyserande ämne kan ibland vara dramatiska, med ibland okontrollerbara kemiska reaktionsförlopp när de väl initierats. Det är viktigt att utvärdera och undvika risker för katalytiska effekter då beslut fattas om samdeponering av olika kemiska ämnen i ett slutförvar.

– *Galvaniska effekter*

Galvaniska effekter kan uppkomma då metalliska avfallsmaterial av olika typer kommer i kontakt med varandra. Galvaniska effekter leder till olika korrosionsfenomen och kan resultera i oönskade kemiska ombildningar av materialen. Flytande kvicksilver kan bedömas utgöra en riskfaktor för galvaniska effekter i kontakt med andra metaller i ett slutförvar. Risken bör därför uppmärksammas och kvantifieras.

- Kräver åtskillnad
 - För att undvika att de potentiellt komplexa och oönskade effekterna som riskerar följa av samdeponering av olika typer av kemiskt toxiskt avfall krävs åtskillnad mellan de olika avfallstyperna. Detta kan ske genom separat lagring i olika slutförvar, men bedöms med rimligt hög säkerhetsnivå även kunna åstadkommas genom åtskild deponering i olika delar av ett gemensamt slutförvar. Det är i det senare fallet väsentligt att åtskillnaden görs permanent genom rigorös försegling av slutförvarets olika delar så att transport av olika kemiska komponenter mellan förvarsdelarna förhindras.
- Kräver säkerhetsanalys där bevisbördan ligger på den som vill samdeponera
 - Det är väsentligt att fastställa att den som önskar genomföra samdeponering av olika avfallstyper i ett gemensamt slutförvar måste ta ansvar för en rigorös belysning av riskerna i en säkerhetsredovisning. Det bedöms vara en kostsam och omfattande process att ta fram en detaljerad säkerhetsredovisning som täcker de säkerhetspåverkande aspekter som tillkommer vid samdeponering av komplexa kemiskt toxiska avfallsmaterial. Bevisbördan ligger på den som önskar åstadkomma en sådan slutförvarslösning.

- Radioaktivt avfall måste undvikas.
 - Samdeponering av kemiskt toxiskt avfall och radioaktivt avfall kan leda till en mycket komplex matris av olika kemiska och fysikaliska egenskaper. Interaktioner mellan de olika komponenterna i en sådan matris blir därför mycket komplex och svårbedömd, varför samdeponering inte bör rekommenderas. Det kan även vara så att kemiskt toxiskt avfall och radioaktivt avfall omfattas av olika lagstiftning, vilket kan medföra att legala tveksamheter riskerar uppkomma vid tillämpningen på ett gemensamt slutförvar.

2.3.4 Säkerhetsanalys och scenarier

Vid lagring av kvicksilveravfall i bergsalt kan ett antal scenarier för slutförvarets långsiktiga utveckling efter förslutning vara aktuella. Utgångspunkten har i denna del av studien varit att kvicksilver skulle lagras i elementär, flytande form med eller utan stabilisering och förvarsbehållare. Behållare skall inte beaktas vid bedömningen av de långsiktiga riskerna, eftersom deras livslängd är begränsad (Rådets beslut av den 19 dec. 2002, 2003/33/EG).

Flytande kvicksilver ger upphov till ett antal frågor som behöver besvaras i säkerhetsanalysen. I denna behöver även mindre sannolika händelser belysas. I det följande ges sex exempel på frågeställningar och händelseförlopp (scenarier) som kan ha relevans för slutförvaring av flytande kvicksilver i en saltdom. Scenarierna har en allmän relevans även vid förvaring i skiktsalt där dock en del av de illustrerade processerna har lägre relevans. Detta gäller främst buoyancy-effekt och kraftigt ökat tryck i överlagrade berglager.

Fyra av scenarierna illustreras i figur 4. Det bör noteras att denna lista av scenarier inte ger sig ut för att vara fullständig. Nedan ges beskrivningar av de olika scenarierna.

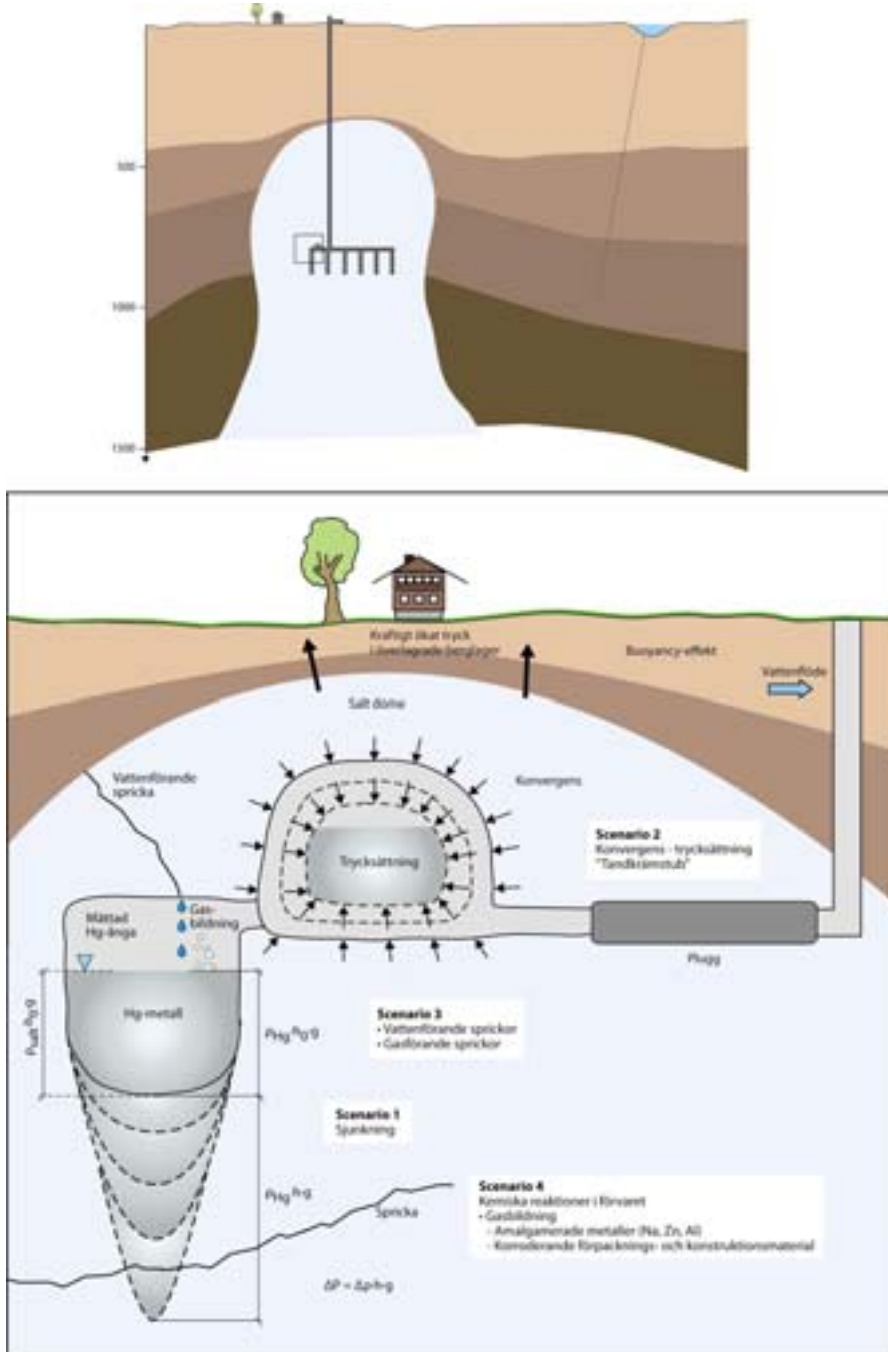
Scenario 1 – Sjunkning

Kvicksilver är ett grundämne med en hög densitet på $13,6 \text{ kg/dm}^3$. När kvicksilver förvaras i ett medium som är plastiskt som bergsalt är det möjligt att kvicksilvret börjar sjunka genom materialet. När sjunkningen påbörjats blir den självförstärkande eftersom trycket i den djupaste punkten i botten kommer att bli högre när höjden av

kvicksilvret ovanför blir större. Sjunkning är ett långsamt förlopp som kan förväntas ske över hundratal – tusentals år. Om sjunkning inträffar ökar risken att flytande kvicksilver når kontakt med öppna sprickor.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras kommer effekten med sjunkning av kvarstå, men ingen självförstärkande effekt bedöms uppstå. Vidare reduceras eventuella risker vid kontakt med öppna sprickor till ett minimum till följd av det stabiliserade kvicksilvrets låga ångtryck och låga löslighet i vatten.

Figur 4 Principskiss för några scenarier av relevans för slutförvaring av kvicksilver i bergsalt

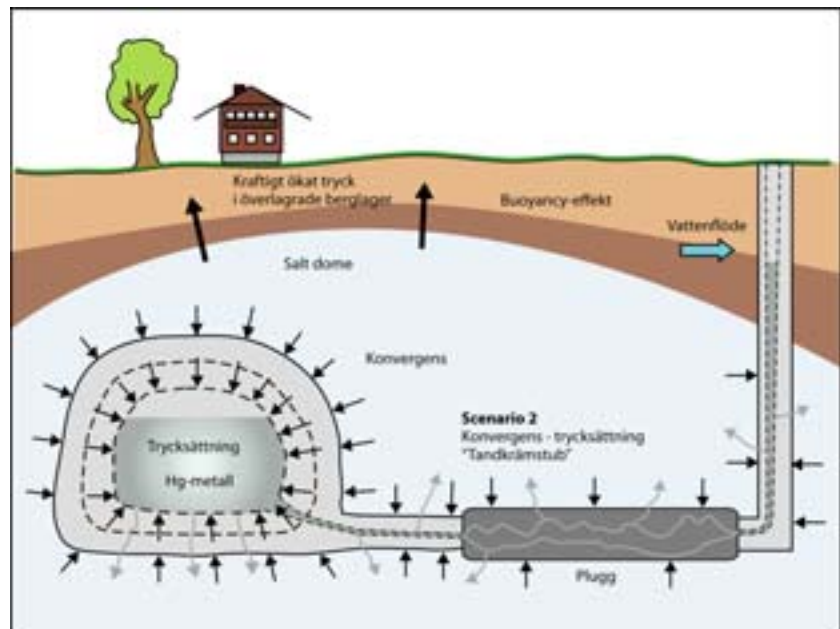


Scenario 2 – Konvergens

Bergsaltsformationer påverkas av konvergens vilket leder till att hålrum kommer att bli mindre med tiden. Vid lagring av flytande avfall, såsom elementärt kvicksilver, kan problem då uppstå genom att avfallet med tiden utsätts för tryck av berggrunden, se figur 5. Detta kan då leda till att kvicksilvermetallen i förvaret trycksätts och tränger ut i tillfartsschaktet. I värsta fall skulle kvicksilver kunna tränga ut genom tillslutningspluggen och upp genom schaktet till markytan. Om en sådan passage öppnas för kvicksilver kan stora mängder strömma ut okontrollerat och nå kontakt med hydrosfären och/eller biosfären.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras bedöms effekten av konvergens och trycksättning inte resultera i risker för okontrollerad spridning via sprickor eller plugg.

Figur 5 Illustration till konvergensscenario som leder till förträngning av flytande kvicksilver från slutförvar i bergsalt



Scenario 3 – Sprickor

Om en vattenförande spricka skulle uppstå så att vatten skulle kunna tränga in i kvicksilverförvaret skulle förvarsutrymmet riskera att vattenfyllas. Kontakt med inträngande vatten kan leda till att kvicksilvret till en del löses upp i vattnet och kan frigöras till omgivningen om vattnet exempelvis pressas ut till följd av konvergens (scenario 2), gasbildning (scenario 4) eller om genomströmning av vatten sker i förvaret (scenario 6).

Gasförande sprickor eller schakt skulle kunna leda till att kvicksilverånga skulle kunna nå biosfären.

Kvicksilver som i flytande form når kontakt med en spricka kan förväntas spridas vidare mycket snabbt.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras kommer effekten av kontakt mellan avfallet och grundvatten av vara minimerat genom stabilisatets låga löslighet i vatten.

Scenario 4 – Kemiska reaktioner i förvaret

Kemiska reaktioner kan ske i förvaret både under fyllning och efter tillslutning. De flesta tänkbara reaktioner kräver viss tillgång till vatten vilket förutsätter att inträngning av vatten kan ske.

Amalgamering sker när kvicksilver reagerar med andra metaller och bildar amalgam. Detta kan ske med olika metaller, däribland natrium, zink och kadmium och aluminium. Vissa amalgamer har en bestämd sammansättning, t.ex. NaHg_2 , och utgör legeringar. Av intresse är att det kvicksilver som förs till slutförvaring kan innehålla spår av amalgamerade metaller som kan ge upphov till kraftig gasbildning vid kontakt med vatten (fukt). Natrium, zink, kadmium och aluminium är alla vätgasbildande metaller i kontakt med vatten. Beroende på föroreningshalten och förvarets geometri kan höga vätgastryck uppstå i slutförvaret. Detta medför att flytande kvicksilver utsätts för motsvarande trycksättning och riskerar att pressas ur genom förvarspluggar, sprickor eller porer i bergsaltet. Detta får konsekvenser för möjligheten till återtagande (scenario 5).

Järn bildar inte amalgam med kvicksilver och används därför ofta i förvaringskärl för ämnet. Det ska i detta sammanhang påpekas att amalgamering med ädlare metaller (vilka inte ger upphov

till vätgasbildande korrosion), exempelvis koppar, kan utnyttjas för att mekaniskt stabilisera flytande kvicksilver.

I ett kvicksilverförvar är det tänkbart att järn även används som konstruktionsmaterial såsom armeringsjärn. Vid en eventuell vatteninträngning kommer korrosionsprocesser att starta med gasbildning som följd. Även vätgasbildande korrosion av järn och stål kan resultera i stora mängder gas och höga gastryck.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras kommer väsentligen riskerna för kemiska reaktioner i avfallet i slutförvaret att undanröjas.

Scenario 5 – Återtagande/korrektion

Vid en förvaring av flytande kvicksilver utan förvaringskärl blir eventuella korrigerande åtgärder eller återtagning av avfallet försvårat. Kontrollen över avfallet går till viss del förlorad. När förvaret försluts kommer kvicksilvret mycket effektivt att tränga in i befintliga porer och sprickor (jmf Hg-porosimetri). Kvicksilvrets förmåga att tränga in kan också medföra att nya porer och sprickor uppstår.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras bedöms återtagande/korrektioner kunna vidtas utan att risker för att okontrollerad spridning lett till att detta försvårats.

Scenario 6 – Läckage i pluggar

Exempelberäkning – villkor för täthet hos pluggar i slutförvar för flytande metalliskt kvicksilver. Detta scenario saknar relevans för stabiliserat kvicksilver.

Gränsyta	Ytspänning, γ
Hg – luft, 20°C	0,4865 N/m
Hg – vatten, 20°C	0,415 N/m

Skillnaden i tryck vid gränssytan mellan kvicksilver och luft (torrt system) eller mellan kvicksilver och vatten (vått system) kan beskrivas av Young-Laplace ekvation:

$$\Delta P = \gamma \left(\frac{1}{r_1} + \frac{1}{r_2} \right) = \begin{cases} \text{om} \\ r_1 = r_2 \end{cases} = \frac{2\gamma}{r}$$

Konvergens

Antag att fullt bergtryck på 500 m djup i ett saltförvar verkar på inneslutet metalliskt kvicksilver:

$$P_{\text{tot}} = \rho \cdot h \cdot g = 500 \cdot 2,5 \cdot 10^3 \cdot 9,81 = 1,23 \cdot 10^7 \text{ Pa}$$

För att effektivt innesluta kvicksilver vid detta tryck krävs en plugg med en maximal porradie r_{max} . på:

$$r_{\text{max}}^{\text{torrt}} \leq \frac{2\gamma}{P_{\text{tot}}} = \left\{ \begin{array}{l} \text{torrt} \\ \text{förv} \end{array} \right\} = \frac{2 \cdot 0,4865}{1,23 \cdot 10^7} = 7,93 \cdot 10^{-8} \text{ m} = 80 \text{ nm}$$

$$r_{\text{max}}^{\text{vätt}} \leq \frac{2\gamma}{P_{\text{tot}}} = \left\{ \begin{array}{l} \text{vätt} \\ \text{förv} \end{array} \right\} = \frac{2 \cdot 0,415}{1,23 \cdot 10^7} = 6,77 \cdot 10^{-8} \text{ m} = 68 \text{ nm}$$

Det kan bedömas fullständigt orealistiskt att åstadkomma en plugg med så tät struktur. Som jämförelse kan nämnas att gränsen mellan synligt ljus och UV-ljus går vid 400 nm och gränsen mellan UV-ljus och röntgenstrålning vid cirka 500 nm.

Gastrycksättning

På samma sätt antages trycksättning genom bildad gas i förvaret till $5 \cdot 10^5 \text{ Pa}$ (5 bar) vilket skulle ställa krav på $r_{\text{max}} \leq 1,7 \text{ } \mu\text{m}$ (mot-svarar partikelstorleken på lera). Även detta krav kan anses svårt att uppfylla för en större plugg för ett helt slutförvar.

2.4 Risk för intressekonflikter**2.4.1 Koldioxidlagring**

Kraftindustrin i många länder ägnar i dagsläget stor kraft åt att komma till rätta med utsläpp av växthusgas från kraftverk som eldas med fossilt bränsle. I Tyskland finns det ett stort antal kol- och brunkolseldade kraftverk. Infångning av koldioxiden och lagring av denna i geologiska formationer på stort djup och under täta bergformationer är ett koncept som studeras ingående av kraftindustrin. Man tittar då med särskilt intresse på möjligheterna att injicera och lagra koldioxid under de bergsaltsformationer som

finns i t.ex. norra Tyskland. Det måste därför ses som väsentligt att utreda möjliga intressekonflikter mellan kvicksilverdeponering och koldioxidlagring.

2.4.2 Mineralutvinning

Samtliga nuvarande avfallsdeponeringsanläggningar i bergsalt i Tyskland är uppförda i nedlagda delar av saltgruvor. Ett krav som ställs på en sådan anläggning är att den skall ligga i en saltformation där saltbrytningen är avslutad och där deponeringsområdet kan avskiljas från det område där aktiv brytning pågår.

Det är uppenbart att bergsaltet i sig självt har varit en utvinningsvärd resurs. Det är därför viktigt att man innan deponering av kvicksilver i en sådan saltformation påbörjas utreder om det finns någon risk att det salt som tänks omge kvicksilvret i en framtid kan bli brytningsvärt igen, t.ex. genom utveckling av brytningsteknik.

2.5 Deponering av radioaktivt avfall i bergsalt

Deponering av radioaktivt avfall i bergsalt har varit aktuellt främst i Tyskland, Holland och USA. Även i Ryssland har deponering i bergsalt studerats. USA har sedan 1987 övergivit tanken på deponering av civilt högaktivt avfall i salt. Sedan 1999 deponerar man dock långlivat låg- och medelaktivt avfall som bl.a. innehåller transuraner från det militära programmet i WIPP⁶ i skiktsalt. I Holland är för närvarande den officiella linjen en förlängd kontrollerad lagring av kärnkraftens radioaktiva avfall ovan mark och att den slutliga förvaringen skall ske återttagbart antingen i bergsalt eller i lerformationer.

Det primära intresset för regeringens utredare är att belysa förutsättningarna för deponering av kvicksilveravfall i bergsalt i Europa. Diskussionen nedan fokuseras därför på det tyska programmet för omhändertagande av kärnkraftens radioaktiva avfall. Detta medför bland annat att diskussionen koncentreras till deponering i saltdomer. Deponering i skiktsalt har förts fram som ett alternativ i Tyskland men mycket litet finns gjort i form av undersökningar och utredningar.

⁶ WIPP – Waste Isolation Pilot Plant.

Under senare år har alternativ till slutförvaring i salt, t.ex. slutförvaring i lera, diskuterats även i Tyskland även om programmets huvudinriktning alltjämt är slutförvaring i salt. I mitten av 1960-talet började man utreda möjligheterna att slutförvara radioaktivt avfall i en nedlagd saltgruva i en saltdom i Asse i Niedersachsen. Under perioden 1967–1977 tillfördes Asse låg- och medelaktivt avfall med en total aktivitet av ~ 3 PBq. I Morsleben i det tidigare Östtyskland har radioaktivt avfall deponerats sedan första halvan av 1970-talet. Slutlagret i Morsleben är förlagt i en komplex saltformation som närmast är att betrakta som en saltfylld tektonisk struktur. Efter den tyska återföreningen övertogs ansvaret för driften av de federala myndigheterna i det återförenade Tyskland. Sedan 2001 tillförs inget ytterligare avfall och den tyska federala strålskyddsmyndigheten (BfS) har ålagts att ta fram en plan för nedläggningen av anläggningen.

Huvuddelen av det tyska programmet har inriktats på en saltdom vid Gorleben i Niedersachsen där man har haft en ambition att bygga upp ett centrum för omhändertagande av kärnkraftsavfall. Under perioden 1979–1983 genomfördes undersökningar av domen och omgivande berg med borrhningar från markytan. Mellan 1986 och 1996 uppfördes så en underjordisk bergkaraktiseringsanläggning med två schakt och mellanliggande orter på 840 m djup. Huvudmålet med denna anläggning är att påvisa förekomsten och säkerställa tillräcklig utbredning av homogent bergsalt lämpligt för slutförvaring, främst halit (natriumklorid). I detta sammanhang är det viktigt att fastställa förekomst, läge och utbredning av sprödare material såsom anhydrit och kalialter som potentiellt kan innehålla vattenförande sprickor.

Som en följd av en överenskommelse mellan kraftindustrin och den tyska förbundsregeringen om avveckling av kärnkraften avbröts undersökningarna i Gorleben i oktober 2000 för en period av minst tre och högst 10 år. Under denna period skulle en rad generella säkerhetstekniska frågor utredas av BfS. En rapport som sammanfattar utredningar av sammanlagt 12 sådana frågor publicerades hösten 2005 av BfS. I december 2006 sade miljöminister Gabriel att han kunde tänka sig att återuppta undersökningarna i Gorleben om han kunde få en acceptans för ett program för jämförelse mellan olika förlägningsplatser.

2.5.1 Huvudfrågor vid slutförvaring av radioaktivt avfall i salt

Säkerhetskoncept

Säkerheten vid deponering av avfall i bergsaltformationer vilar främst på att bergsaltet genom sin avsaknad på grundvatten förväntas innesluta avfallet helt och att transportmedium för migration av farliga ämnen till biosfären saknas. De hålrum som används för deponering förväntas med tiden förslutas genom att saltet är plastiskt och kryper under inverkan av bergspänningen. Denna process kallas hålrumskonvergens. Vid deponering av radioaktivt avfall fås en uppvärmning av bergsaltet på grund av det radioaktiva sönderfallet vilket påskyndar hålrumskonvergensen och därmed förseglingen av förvaret. Förseglingen kan ytterligare påskyndas genom att hålrum i bergsaltet återfylls med krossat salt varigenom den volym som behöver fyllas upp av konvergensens minskar. Härigenom minskar även påverkan på det omgivande bergsaltet. En viss uppsprickning runt hålrummet kan dock förväntas. I eventuellt förekommande sprödare material såsom anhydrit- eller kalisaltlager kan långsiktigt öppna sprickor uppstå medan sprickor i rent bergsalt förväntas slutas med tiden.

För varje slutförvarskoncept som bygger på isolering blir förslutningen av slutförvaret en central fråga. I det tyska slutförvarsprogrammet har förslag till utformning av förslutningen tagits fram som bygger på kombinationer av krossat salt, betongproppar, proppar av asfaltstättad betong, högkompakterad bentonitlera etc.

Storskaliga processer

I de analyser som gjorts i Tyskland av säkerheten vid slutförvaring i saltdomer har man kommit fram till att frigörelse av radionuklider från förvaret kan ske genom tre huvudscenarier:

- Uppkomst av en hydraulisk förbindelse mellan slutförvaret och ovanliggande vattenförande berg.
- Friläggning av slutförvaret genom fortskridande diapirbildning (saltet fortsätter att stiga) kombinerad med upplösning av saltet i saltdomens topp, "subrosion".
- Mänskligt inträngande.

Studier av inneslutningar av salt grundvatten (brine) i Gorleben har visat att de centrala delarna av saltdomen inte har varit i kontakt med grundvattnet i omgivande berg på 250 miljoner år och att påverkan från grundvatten har begränsats till domens perifera delar. Resultaten av de flesta studier såväl i fält som i laboratoriet visar att bergsalt under normala betingelser utgör en långsiktigt effektiv barriär mot utsläpp av radionuklider från ett slutförvar.

Under normala betingelser kan upplösningshastigheten i toppen av en saltdom uppskattas från grundvattenflöden och uppmätta salthalter. I samband med nedisningar och avsmältningar av inlandsisar kan grundvattensituationen i det omgivande berget ändras väsentligt på grund av ökande grundvattentryck under isen. I de mesozoiska och kenozoiska bergarter som i norra Kontinentaleuropa överlagras bergsaltformationerna är permeabiliteten tillräckligt hög för att stora mängder smältvatten skall kunna infiltrera. I Gorleben har man sett tecken på infiltration av glacialt smältvatten i det överliggande sedimentära berget ner till 250 m djup. Även i saltdomens övre delar har tecken på smältvatteninträngning kunnat ses. Man har dock dragit slutsatsen att det är osannolikt att detta smältvatten skulle kunna påverka saltdomens centrala delar.

Vid infiltrationen av smältvatten har i Gorleben underjordiska erosionskanaler bildats i de sedimentära bergarterna ovanför domen. Dessa kanaler har en i förhållande till omgivande berg förhöjd permeabilitet. Kanalerna har som djupast nått 250–350 m. Man har dragit slutsatsen att det inte är sannolikt att dessa kanaler kan påverka förhållandena i de centrala delarna av domen.

I Tyskland har det förekommit en tidvis intensiv debatt om lämpligheten av att slutförvara avfall i saltdomen vid Gorleben. Motståndarna hävdar att kombinationen diapirism och subrosion, dvs. upplösning av salt i de stora vattenflöden som fås i bland annat erosionskanalerna, hotar slutförvarets inneslutningsförmåga. De förespråkar istället slutförvaring i stabila formationer av skiktsalt eller leror. De som förespråkar en slutförvaring i Gorleben menar att diapirism och subrosion är så långsamma processer och saltdomen så mäktig att slutförvaret inte kommer att påverkas.

Interna processer

De interna processer i salt domen och slutförvaret som studeras i det tyska programmet sammanhänger generellt med bergspänningar i kombination med bergsaltets plasticitet (krypbenägenhet), avfallens värmeutveckling, förekomsten av fickor med mättad saltlösning (brineinneslutningar), gasutveckling och -transport, etc. Den frågeställning som har kommit i fokus för diskussionerna är uppkomsten av flödesvägar från slutförvaret till det omgivande berget.

Keller (2001a, 2001b) har gjort en genomgång av de nyckelfaktorer som behöver beskrivas för uppbyggnaden av säkerhetsanalysscenarier för ett slutförvar i salt domen vid Gorleben. I analysen kommer han fram till att gasbildning och uppbyggnad av gastryck i slutförvaret är kritiska faktorer internt i slutförvaret. Det bör dock påpekas att de analyser som har gjorts i Tyskland inte är att betrakta som heltäckande säkerhetsanalyser utan mer som vetenskapliga studier av geologiska, kemiska och fysikaliska förhållanden och processer.

2.5.2 Jämförelser av olika bergarter för deponering av radioaktivt avfall

I länder med en mer varierad geologi än Sverige har det varit naturligt att utvärdera alternativa geologiska medier för slutförvaring av kärnkraftsavfall. I Tyskland har omfattande jämförande studier genomförts på senare tid. Efter införandet av undersökningsmoratoriet i Gorleben tillsattes en arbetsgrupp, AkEnd⁷, som i december 2002 utkom med sina rekommendationer med bl.a. bergartsberoende uteslutningskriterier och minimikrav på för slutlagring lämpliga bergformationer. Under 2002 handlade BfS upp utredningar av säkerhetstekniska frågeställningar. I samtliga av dessa uppdrag skulle bergarterna salt, kristallint berg, lera/lersten och "andra bergarter under lertäckning" jämföras utgående från följande 12 frågeställningar (uppdragstagare inom parantes):

- Naturliga analogier (Kemakta Konsult AB/Conterra AB)
- Modellberäkningar (Golder Associates GmbH)
- Isolationspotential och tidshorisont för säkerhetsbevis (Gruppe Ökologie)

⁷ AkEnd – Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte.

- Säkerhetsindikatorer (Kemakta Konsult AB/JA Streamflow)
- Geokemiska processer (FZK INE)
- Kemiskt toxiska ämnen (Buchheim Engineering)
- Gasutveckling (Colenco Power Engineering AG)
- Kriticitet (GRS)
- Mänskligt inträngande (Colenco Power Engineering AG)
- Flerbarriärkonceptet (Kemakta Konsult AB/JA Streamflow/GruppeÖkologie)
- Återtagbarhet (DBE Technology GmbH)
- Kärnämneskontroll (BMW A)

Arbetet avslutades med en workshop i september 2005 varefter BfS har sammanställt en syntesrapport som publicerades 2006. En huvudslutsats är att man inte kan välja förvarsplats utgående från generella geologiska kriterier utan att man måste genomföra platsspecifika säkerhetsanalyser.

Under 2003 uppdrogs BGR⁸ av BMWi⁹ att studera förekomsten av lämpliga bergformationer för slutförvaring. Slutrapporten som utkom i april 2007 innehåller en jämförelse av egenskaperna i bergsalt, lera och kristallint berg ur slutförvarssynpunkt, se figur 6 nedan.

2.6 Diskussion

Kvicksilver är ett giftigt ämne som behöver hanteras med relevanta försiktighetsmått. Inom de industrier respektive de avfallsföretag som hanterar kvicksilver finns det lång erfarenhet av hanteringen som vid behov sker i särskilda förslutna behållare. Denna hantering styrs huvudsakligen av arbetsmiljöregler.

Vid bedömning av slutförvaring av kvicksilveravfall gäller deponeringsdirektivet (EU, 1999) och rådets beslut om mottagningskriterier vid avfallsdeponier (EU, 2002). Implementeringen av dessa regelverk har i Sverige skett genom deponeringsförordningen (SFS 2001:512) respektive Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10). I Tyskland har denna reglering skett genom förordningen över deponier och

⁸ BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

⁹ BMWi – Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie.

långtidslager (DepV, 2006) och en teknisk handledning (TA Abfall, 1991).

Enligt TA Abfall ska avfall som i lakförsök som genomförs med vätske-fasfasförhållandet (L/S) 10 l/kg ger en kvicksilverkoncentration i lakvattnet som överstiger 0,1 mg/l deponeras i en undermarksanläggning. Denna lakvattenkoncentration kan jämföras med att det i bilagan till rådets beslut (EU, 2002) om mottagningskriterier för avfall föreskrivs att avfall som ger en lakvattenkoncentration av kvicksilver på maximalt 0,3 mg/l i ett perkolationstest med L/S=0,1 l/kg kan deponeras på en farligt-avfall-deponi ovan mark. Avfallet måste dessutom uppfylla villkoren att utlakad mängd kvicksilver ska vara < 0,5 mg Hg/kg avfall vid så kallade skakförsök vid L/S=2 och < 2 mg Hg/kg avfall vid L/S=10. De svenska kriterierna (NFS 2004:10) överensstämmer med dem som anges i rådets beslut.

Figur 6 Bedömning av olika bergarters lämplighet för slutförvaring av radioaktivt avfall. (günstig=gynnsam, ungünstig=ogynnsam, mittel=medel)

Eigenschaft	Steinsalz	Ton/Tonstein	Kristallingestein (z. B. Granit)
Temperaturstabilität	hoch	gering	mittel
Durchlässigkeit	praktisch undurchlässig	sehr gering bis gering	sehr gering (ungeklüftet) bis durchlässig (geklüftet)
Festigkeit	mittel	gering bis mittel	hoch
Verformungsverhalten	viskos (Kriechen)	plastisch bis spröde	spröde
Hohlraumstabilität	Eigenstabilität	Ausbau notwendig	hoch (ungeklüftet) bis gering (stark geklüftet)
In-situ Spannungen	lithostatisch isotrop	anisotrop	anisotrop
Lösungsverhalten	hoch	sehr gering	sehr gering
Sorptionsverhalten	sehr gering	sehr hoch	mittel bis hoch
Temperaturbelastbarkeit	hoch	gering	hoch

günstige Eigenschaft
 ungünstige Eigenschaft
 mittel

För underjordsdeponier föreskriver rådsbeslutet en platsspecifik säkerhetsbedömning som i huvudsak överensstämmer med den som föreskrivs i TA Abfall. I det svenska regelverket rådsbeslutets regler om platsspecifika säkerhetsbedömningar av underjordiska slutförvar för farligt avfall inte införts explicit, vilket innebär att de regler som återfinns i rådsbeslutet bör tillämpas i Sverige. För kvicksilveravfall som innehåller mer än 0,1 viktsprocent kvicksilver gäller dock enligt avfallsförordningen (SFS 2001:1063) att avfallet ska bortskaffas genom deponering i ett underjordsförvar (anläggning för permanent lagring av avfall i djupt bergförvar).

Man kan konstatera att de tyska lakförsökskriterierna är strängare än vad som anges i bilagan till rådsbeslutet. Det finns dock ingen övre gräns för lakvattenhalten som utesluter att avfallet accepteras i ett underjordsförvar. Istället utgår de tyska bestämmelserna från att ett slutförvar i bergsalt ska var helt tätt, vilket ska visas i säkerhetsanalysen.

Kemakta har inte haft tillgång till någon säkerhetsanalys för en anläggning som är tillståndsgiven enligt nuvarande bestämmelser och kan därför inte yttra sig om huruvida de ingivna analyserna verkligen visar att saltet är tätt. Den något ålderstigna, och i Kemaktas mening, alltför begränsade analysen av anläggningen i Herfa-Neurode får i detta sammanhang betraktas som icke-representativ.

De uppställda tyska kriterierna bygger på frågeställningar som kan vara svåra att garantera eller föra i bevis i det långa tidsperspektivet. Ett sådant exempel är kravet på att förvaret (gruvan) måste vara fritt från vatten. Detta kriterium kan vara mycket svårt att föra i bevis på lång sikt, även om det får betraktas som ett troligt tillstånd i saltformationer utan väsentliga yttre störningar. Vid exempelvis tektonisk aktivitet eller till följd av sprickor uppkomna genom konvergens av hålrum kan dock strömningsvägar för vatten uppstå under vissa tidsrymder. På sikt tillsluts sannolikt sådana sprickor, men det kan dröja hundratals år innan de är helt täta. Det är också känt från studier i t.ex. WIPP att skiktsaltformationer kan innehålla lager av sprödare och mer porösa material som kan vara vattenförande. Vattenförande formationer finns även i anläggningarna i Asse och Morsleben i Tyskland.

Ett annat exempel är kravet att ett slutbrutet gruvområde ska användas. Då bergsaltet i sig självt kan utgöra en utvinningsbar resurs kan detta krav vara svårt att tillämpa strikt.

De tyska kriterierna för vilket avfall som kan tas emot vid en undermarksdeponi står i samklang med motsvarande kriterier i bilaga A till rådsbeslutet (EU, 2002). I avsnitt 2.1 i denna bilaga anges att avfall som finns listat i artikel 5.3 i deponeringsdirektivets (EU, 1999) inte kan tas emot vid en undermarksdeponi, däribland flytande avfall, vilket helt uppenbart strider mot deponering av metalliskt kvicksilver. Kemakta har i denna genomgång inte funnit några vägande skäl för att göra avkall på direktivets krav att avfallet inte får vara i flytande form.

Sammantaget förefaller de tyska kriterierna vara formulerade med utgångspunkt i tekniska aspekter. En bättre väg i detta sammanhang torde vara att ta utgångspunkt i en samlad och strukturerad säkerhetsanalys för ett kvicksilverförvar. Som nämnts ovan har det framförts från forskarhåll i Tyskland att de säkerhetsanalyser som genomförts för undermarksdeponier generellt baseras på förutsättningen att saltet som geologisk barriär erbjuder en synnerligen säker isolering av avfallet.

Det kan påpekas att det i avsnitt 2.5 i bilagan till Rådets beslut (EU, 2002) samt bilagorna A och B till samma rådsbeslut finns procedurer och kriterier angivna för säkerhetsanalyser av bl.a. underjordiska slutförvar. Kemakta menar att om dessa procedurer följs och framlagd analys och redovisning visar erforderlig säkerhet på kort och lång sikt kan kvicksilver slutförvaras på ett säkert sätt även i andra geologiska formationer än salt. Inget som framkommit i denna utredning pekar på att det inte skulle gå att slutförvara svenskt kvicksilveravfall i undermarksdeponier i bergsaltformationer Tyskland. Kemakta har under sin genomgång inte kunnat få fram ett svar på frågan om import av svenskt kvicksilveravfall för deponering i tyska bergsaltsformationer skulle vara politiskt acceptabelt respektive kunna accepteras av en tysk allmänhet.

3 Norskt material

3.1 Langøya

3.1.1 Bakgrund

Ön Langøya i Oslofjorden har tidigare använts för brytning av kalksten och sedan 1991 använts som ett norskt nationellt förvar för oorganiskt farligt avfall, se figur 7. Behandlingsanläggningen och deponin drivs av NOAH, ett företag som från början ägdes av det norska miljödepartementet tillsammans med Norges ledande industriföretag. Numera ägs NOAH av Gjelsten Holding AS.

Figur 7 Översiktskarta över Langøya



NOAH har två uppgifter:

- Att ta emot och behandla farligt avfall
- Att återuppbygga och rehabilitera Langøya med behandlat avfall.

3.1.2 Tillstånd och verksamhet

NOAH har tillstånd att ta emot och behandla olika typer av avfall, se tabell 1 nedan.

Tabell 1 Tillåtna mängder och behandlad mängd 2004 för Langøya

Kategori	Avfallstyp	Tillstånd (ton)	* Behandlad mängd 2004 (ton)
Avfallssyror	Oorganiska syror	70 000	41 865
Oorganiskt farligt avfall	Alkaliskt avfall (baser och aska), batteri- och kvicksilveravfall, cyanid- haltigt avfall, reaktiva metaller, annat oorganiskt specialavfall	252 000	195 233
Förorenade massor	Bl.a. jord, slam och rivningsmassor	300 000	233 196
<i>SUMMA AVFALL</i>		<i>622 000</i>	<i>491 942</i>

*Räknat som genomsnitt över 5 år.

Inom anläggningen finns flera olika behandlingsmöjligheter. Huvudanläggningen är neutraliseringsanläggningen där syror och baser neutraliseras och innesluts i gips. I uppsamlingsanläggningen går salter, hydroxider och baser in och vidare till neutraliseringsanläggningen. Vid säck- och siloanläggningarna tas torr aska emot i säck respektive bulk för vidare transport i pumpbar form till neutraliseringen. Det finns också en malningsanläggning där våt aska och kalksten omvandlas till finmald aska och kalkstensmjöl att användas i neutraliseringen. Vid solidifieringsanläggningen innesluts olika typer av avfall, t ex relativt kraftigt förorenade massor innan deponering, medan förorenade massor med lägre föroreningsgrad direktdeponeras i något av de tidigare kalkbrotten.

Kvicksilverhaltigt avfall tas emot för behandling och deponering. Avfall med halter <10 mg Hg/kg direktdeponeras medan avfall med halter >10 mg Hg/kg innesluts i gips före deponering.

Huvudvolymen av deponierna ligger under havsnivån, vilket leder till att vattentrycket i Oslofjorden bidrar till att motverka utläckage av farliga ämnen från deponierna. En miljöriskbedömning har genomförts av Norges Geotekniska Institut (NGI). NGI konstaterar att för den planerade utformningen av förvaret är risken för förorening av jorden, grundvattnet och ytvattnet är låg. Vidare anför NGI att säkerheten vid Langøya är bättre än för motsvarande deponier förlagda på markytan med traditionell botten tätning, särskilt i ett långtidsperspektiv anses barriärerna runt avfallet i Langøya vara mer beständiga än de minimikrav som ställs i den norska deponiföreskriften. Statens Forurensningstillsyn (SFT)

har utgående från miljöriskbedömningen och i överensstämmelse med avfallsföreskriften gett dispens från kravet på dubbel botten-tätning för Langøya (NOAH, 2005 s. 4).

3.1.3 Rehabiliteringsplan

På Langøya har funnits två kalkstensbrott, Nordbrottet och Sydbrottet. Planen är att dessa ska återfyllas med stabiliserat farligt avfall och förorenade massor och därefter ska ön rehabiliteras. Nordbrottet har använts som deponi sedan 1987, medan Sydbrottet uppges komma att tas i bruk under andra halvåret 2008. De delar av brotten som ligger under havsytan kommer i första hand användas. För Nordbrottet planeras även en deponi ovanför havsytan för svagt förorenade massor för att anpassa terrängen. Målet med rehabiliteringen är att ön sedan ska kunna användas till friluftsliv och näringsverksamhet, dock ej tung industri. En orienteringsbild över området ges i figur 8.

Ett viktigt element i rehabiliteringen är övertäckningen av deponierna. Övertäckningslagret ska bland annat kunna motstå mekaniskt slitage av väder och vind, hindra vattenströmning genom deponierna samt även utgöra grundläggningen för en framtida användning av markområdet. Ett tvärsnitt genom de två deponierna visas i figur 9.

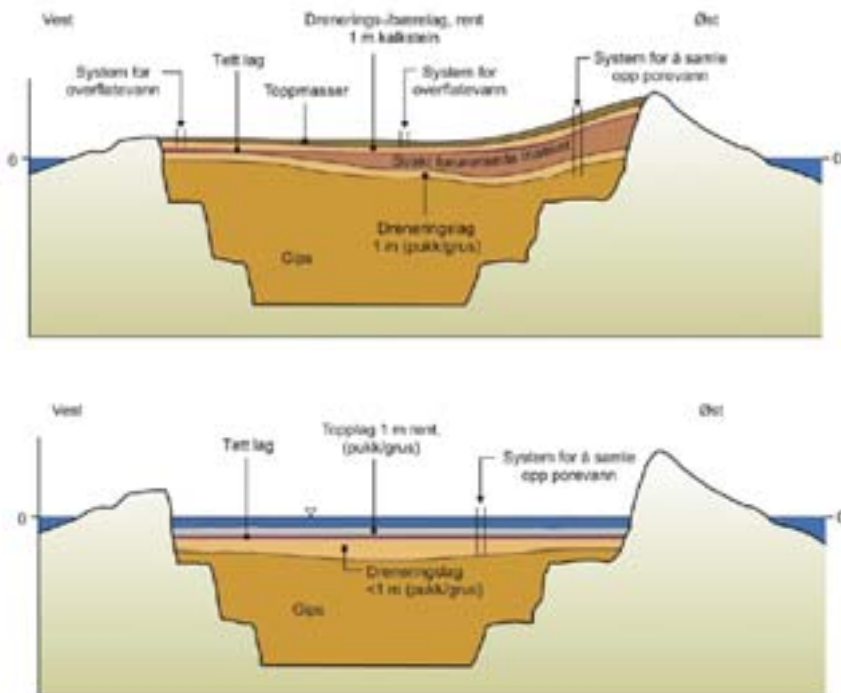
Genom övertäckningen kommer de deponerade massorna att pressas samman och därmed kommer porvattnet att pressas ut. Detta vatten kommer att renas och efter att det kunnat konstateras att ingen ytterligare vattenrening behövs, öppnas den skapade lagunen i Sydbrottet mot havet.

Med nuvarande kunskap anser man att avfallsdeponeringen kommer att vara avslutad omkring år 2024. Delar av rehabiliteringen kommer att påbörjas innan dess, men övertäckningen kommer till stor del genomföras 2025-2030. Öppningen av Sydbrottet mot havet beräknas till ca 2035.

Figur 8 Orienteringsbild över Langøya, bild från NOAHs rehabiliteringsplan



Figur 9 Tvärsnitt genom Nordbrottet (överst) och Sydbrottet (nederst) som visar uppbyggnaden av deponierna med övertäckning. Bilderna hämtade från NOAH:s rehabiliteringsplan



3.1.4 Stabilisering av avfall

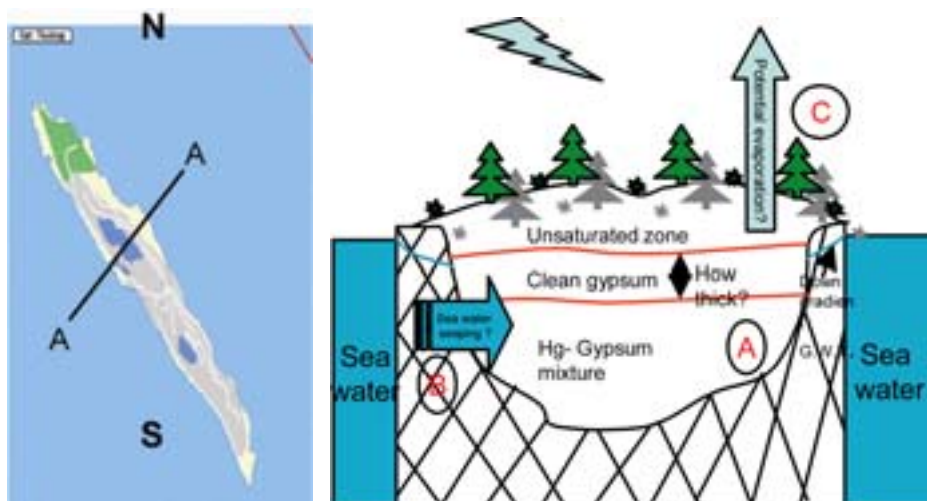
För att stabilisera farliga ämnen i avfallet används gips. Gipset produceras av avfallssyra, kalksten och flygaska. NOAH uppger att järnhydroxider i gipset hjälper till att adsorbera och stabilisera tungmetaller i en stabil miljö.

Enligt en NGI-rapport till NOAH (NOAH, 2001) fixeras kvicksilver av två- och trevärt järn i gipset, vilket ger en låg löslighet av kvicksilver ($<0,1 \mu\text{g/l}$). Ett resonemang förs även om adsorption sker av elementärt kvicksilver till järnoxiderna. Vidare bidrar egenskaperna hos komprimerat gips till en låg permeabilitet i materialet och högt tryck leder till mineralisering på lång sikt. Detta sammantaget leder till inget eller ett mycket begränsat vattenflöde i gipsdeponin.

3.1.5 Säkerhetsprinciper

Säkerheten för avfallet på Langøya bygger på flera faktorer. Höghaltigt kvicksilveravfall kommer att stabiliseras med gips enligt ovan. Övertäckningen kommer att ske med lågförorenade avfallsmassor, ren järnhaltig gips, olika dränerings- och tätskikt, samt cirka 1,5 m kalksten närmast ytan. Rådande geokemiska betingelser i gipsdeponin indikerar en maximal löslighet för kvicksilver på cirka $60 \mu\text{g/l}$. Resultat från laktester på gipsstabiliserat avfall visar kvicksilverhalter understigande $0,1 \mu\text{g/l}$, något som tolkats som en effekt av adsorption på fasta järnhydroxider i gipset. De geokemiska förhållandena har vidare bedömts vara ogynnsamma för metylering av kvicksilver. Kalkberggrunden bidrar även till en gynnsam hydrologi. Grundvattenytan på Langøya ligger under havsnivån, vilket ger ett inåtriktat vattenflöde under den initiala fasen. Vidare är utspädningspotentialen i Oslofjorden avsevärd. I figur 10 redovisas schematiskt uppbyggnaden av deponin.

Figur 10 Schematiskt snitt genom deponin vid Langøya längs transekt AA då deponering och övertäckning slutförts. Figuren är hämtad från en poster av Binyam Lema, Per Aagaard, Oslo Universitet; Tor Løken, NGI; och Terje Kirkeng, NOAH.



3.2 Kemaktas bedömning

3.2.1 Krav i EU-lagstiftning

Langøya är förmodligen en unik typ av deponi för farligt avfall genom att den varken går att betrakta som en "normal" ytförlagd deponi för farligt avfall eller som ett underjordsförvar. För alla typer av deponier krävs enligt bilaga I i EU:s deponeringsdirektiv att vissa allmänna föreskrifter uppfylls (EU, 1999). Vidare krävs enligt bilaga II i deponeringsdirektivet (EU, 1999) och bilagan i (EU, 2002) för alla typer av avfall att vissa kriterier uppfylls.

Vissa specificerade kriterier gäller för avfall som kan tas emot vid ytdeponier för farligt avfall. För att farligt avfall ska få tas emot i underjordsförvar krävs istället att en platsspecifik säkerhetsbedömning genomförs. Innehållet i den platsspecifika säkerhetsbedömningen beskrivs i bilaga A (EU, 2002).

Som framgår av resonemangen ovan är EU:s krav på platsspecifik riskbedömning för underjordsförvar troligen inte applicerbara på deponin på Langøya i juridisk mening. Det kan dock i denna rapport vara relevant att göra jämförelser mellan dessa krav och hur motsvarande frågeställningar behandlats och redovisats av NOAH.

Tabell 2 Jämförelse av EU:s krav på platsspecifika riskbedömningar för underjordsförvar och hur motsvarande aspekter har redovisats av NOAH

Platsspecifik riskbedömning för underjordsförvar enl. (EU, 2002)	Redovisning av olika aspekter av NOAH	Kemaktas kommentarer
Geologisk bedömning	Den valda platsen beskrivs. Deponin utgörs av ett kalkbrott med kända egenskaper. Ursprängt till långt under havsytan med långsam inströmning av vatten. Risker till följd av seismisk aktivitet har värderats och funnits vara acceptabla i jämförelse med andra risker i samhället.	Får anses vara en väl känd geologisk struktur. Observationer under lång tid finns från drift av kalkbrottet varför osäkerheter beträffande de geologiska förhållandena bedöms vara små.
Geomekanisk bedömning	Redovisningen fokuserar på de geotekniska egenskaperna hos det deponerade avfallet, gips och andra material som ingår i sluttäckningen av deponin. Ett stabilitetskrav motsvarande en bärighet av 7,5 ton/m ² är satt. Konso- lidering och krypning av det deponerade materialet förväntas ske vid påförande av sluttäckning, med sättningar i deponierna med mellan 1 och 4,5 m beroende på överlast över en 20 årsperiod i olika delar av deponin. Krypning fortsätter under lång tid.	Berggrundens mekaniska egenskaper får anses vara goda. Med hänsyn till de relativt omfattande sättningar som beräknats (flera gånger tätskiktens tjocklek) bör risker med differentiella sättningar som kan nedsätta deponitäckningens tätskiktsfunktion beaktas. Om sådana risker uppdagas bör slutligt utförande av sluttäckning utföras först då full konsolidering uppnåtts.
Hydrogeologisk bedömning	NOAH redovisar att under driftsfasen kommer vattennivån i förvaret att vara lägre än omgivande havsnivå, varför strömningen av vatten kommer att vara inåtriktad. Efter avslutad deponering och genomförd övertäckning bedöms grundvattenytan inställa sig på en nivå nära havsytan med små gradienter.	Endast inåtriktad grundvattenströmning förefaller svårt att upprätthålla över längre tid. Efter avslutad deponering och återställd grundvattennivå inom deponin kan det anses rimligt att förvänta små gradienter med motsvarande långsam vattenomsättning, framförallt i deponins djupare delar där det mest höghaltiga avfallet avses placeras.

Platsspecifik riskbeömning för underjordsförvar enl. (EU, 2002)	Redovisning av olika aspekter av NOAH	Kemaktas kommentarer
Geokemisk bedömning	Redovisningen inriktas på den geokemiska miljö som skapas i det deponerade avfallet och tillförd Fe-gips.	De geokemiska förhållandena i omgivande berggrund domineras av kalkformationen och omgivande havsvatten. Det bedöms relevant att i första hand bedöma de geokemiska betingelserna i det deponerade avfallet och Fe-gips.
Bedömning av inverkan på biosfären	Lakvatten kommer att avledas via Sydbrottslagunen där marinbiologiska uppföljningsstudier planeras. Åtgärder kan vidtas om oönskad utveckling sker. Utspädningen i Oslofjorden bedöms vara mycket stor.	En stor utspädning får anses mycket trolig med hänsyn till läget. Utspädningen i sig ska dock inte tas till intäckning för utsläpp. De läckagenivåer för kvicksilver som kan uppskattas från lakterer på stabiliserat avfall är dock obetydliga.
Bedömning av driftsfasen	Endast inåtströmmande vatten. Vattennivåer i depots olika delar följs och regleras med pumpning om behov uppstår. Avledning av lakvatten sker via vattenreningsanläggning.	Troligen obetydliga emissioner till omgivningen med hänsyn till den hydrologiska situationen på platsen och vidtagna åtgärder för vattenrening.
Långsiktig bedömning	Belyses med ett urval scenarier som dock inte i första hand tar fasta på de långsiktiga frågeställningarna, se nedan.	Det skulle vara önskvärt med en genomlysning av de långsiktiga aspekterna, exempelvis om risk finns för ändrade pH och redoxförhållanden över tiden.
Bedömning av ytanläggningarnas inverkan på lagringsplatsen	—	Det kan göras troligt att driftsanläggningarna kommer att ha en obetydlig inverkan på lagringsplatsen. Anläggningarna kan rivas efter avslutad drift, alternativt övergå till annan användning.

NOAH redovisar i sin rehabiliteringsplan även en genomgång av en rad scenarier såsom, jordbävningar, stormvågor, klimatförändringar, sabotage, sprängskador som leder till felaktigt exponering mot havet och oväntade problem med vattenrening.

3.2.2 Höghaltigt kvicksilveravfall på Langøya

I tillgängligt material beskrivs förberedelser för att kunna ta emot och slutförvara höghaltigt kvicksilveravfall. Ett särskilt förvarsutrymme har sprängts ut i kalkstensberggrunden där sulfidstabiliserat kvicksilveravfall kan placeras. Såvitt känt har höghaltigt kvicksilveravfall inte ännu deponerats på Langøya.

3.3 Villkor för deponering på Langøya

Kemakta har under arbetet ställt ett antal frågor till NOAH som är av betydelse för bedömningen av den långsiktiga säkerheten vid deponering på Langøya. Svaren har erhållits via e-post från Terje Kirkeng vid NOAH. Nedan ges en sammanfattning av svaren.

Norge har i sin lagstiftning antagit samtliga EU-regler beträffande avfall utom förordningen om transport av avfall (EU, 2006). Denna förordning beräknas komma att antas under hösten 2008. Noteras kan att eftersom det rör sig om en förordning är den tvingande i EU:s medlemsländer redan från den dag den antagits av EU.

Deponin på Langøya uppges uppfylla samtliga krav i EU:s regelverk med undantag av laktesterna där NOAH i samförstånd med Statens Forurensningstillsyn använder deponivatten istället för avjoniserat vatten. NOAH har inte applicerat EU:s krav på ett undermarksförvar i enlighet med rådsbeslutet (EU, 2002). Man menar dock att de geokemiska förhållandena i deponin är bevisat långtidsstabila och gynnsamma för inneslutning av tungmetaller inklusive kvicksilver. Man menar vidare att man har full kontroll över allt lakvatten under driftfasen och att man efter förslutning får så låga gradienter att utläckaget kommer att närma sig noll. Man kommer att övervaka deponin under den tid som behövs för att kvarvarande sättningar skall vara acceptabla med hänsyn till den långsiktiga säkerheten.

NOAH har tillstånd att ta emot kvicksilver oberoende av kemiskt tillstånd och kvicksilverhalt. Före deponering måste dock metalliskt, flytande kvicksilver stabiliseras i sådan omfattning att den fysikaliska formen överensstämmer med mottagningskriterierna och kraven på utlakning innehålles.

3.4 Sammanfattande kommentarer och diskussion

Inget som framkommit i denna utredning pekar på att slutförvaring av svenskt kvicksilveravfall på Langøya inte skulle kunna gå att genomföra. På samma sätt som har diskuterats för undermarksdeponier i bergsalt i Tyskland kan i dagsläget metalliskt, flytande kvicksilver inte deponeras på Langøya. Kemakta har i sin genomgång inte funnit några skäl att frångå denna regel som har sitt ursprung i deponeringsdirektivet (EU, 1999).

Eventuellt skulle förvaring på Langøya kunna stå i konflikt med reglerna i avfallsförordningen (SFS 2001:1063) om att höghaltigt kvicksilveravfall ska deponeras i djupt bergförvar. Man kan här argumentera att man lägger ner avfallet på ett sätt så att det är kemiskt bundet och övertäckt med barriärer som bäddar in det under mark. Regelverket säger dock att bortskaffande av avfall med en kvicksilverhalt som överstiger 0,1 viktprocent skall ske i ett djupt slutförvar i berg. Ytterligare utredning i denna fråga kan komma att krävas.

De argument för anläggningens långsiktiga säkerhet som har presenterats under utredningens gång förefaller väl underbyggda för det tidsperspektiv som har behandlats. De säkerhetsanalyser som genomförts (NOAH, 2004; NOAH, 2007) omfattar inte det långtidsperspektiv på i storleksordningen 1000 år som brukar diskuteras i Sverige. I en analys av ett så långt tidsperspektiv behöver förändringar i omvärlden såsom klimatförändringar, förändringar av havsnivån, mänskligt intrång på grund av att dokumentationen av anläggningen går förlorad, etc. tas med. Detta är en av anledningarna till att det svenska regelverket förekriver deponering i djupa slutförvar i berg.

Från norskt håll har uttryckts en positiv inställning till att förvara svenskt kvicksilveravfall. Det förekommer i dag en storskalig hantering av lågförorenat kvicksilverhaltigt avfall, något som därmed, om det bedöms önskvärt och fördelaktigt, bör kunna innefatta även svenskt avfallsmaterial med motsvarande för-

ororeningsgrader. Dock tycks erfarenhet av hantering och förvaring av avfall med höga kvicksilverhalter saknas.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har i e-postsvar på fråga från Sakab framfört att man betraktar Norden som närområde för deponin på Langøya. Med hänvisning till närhetsprincipen och självhjälpsprincipen är man däremot inte beredd att acceptera import av avfall som härrör från övriga Europa, inte heller om det genomgått behandling i Nordiskt land.

4 Referenser

- Binyam Lema, Per Aagaard, Oslo Universitet; Tor Løken, NGI; och Terje Kirkeng, NOAH: Mercury interaction with Langøya gypsum sludge – bonding to solid particles, stability and potential evaporation (Poster).
- DepV (2002) Verordnung über Deponien und Langzeitlagern, 24 juli 2002, senast ändrad 13 december 2006.
- EU (1999): Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall.
- EU (2002): Rådets beslut av den 19 december 2002 om kriterier för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG (2003/33/EG).
- EU (2006), EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EG) nr 1013/2006 av den 14 juni 2006 om transport av avfall.
- GGsVE (2001), Verordnung über die innerstaatliche und grenzüberschreitende Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße und mit Eisenbahnen.
- Keller S. (2001a), Zusammenstellung von Zuständen, Ereignissen und Prozessen (ZEP) als Basis für die Ermittlung von Szenarien (Standort Gorleben), Uppdragsnummer 9G 2612100, BGR, Hannover.
- Keller S. (2001b), Ermittlung und Analyse von Szenarien für den Standort Gorleben – Auswahl (screening) von ZEP, Uppdragsnummer 9G 2612100, BGR, Hannover.
- NOAH (2001): NOAH, Langøya. Forutsetninger for deponering av kvikksølvholdig avfall i gipsdeponiet. NGI rapport 20001133-1. 29 januar 2001.

- NOAH (2004): NOAH, Langøya. Miljørisikovurdering av deponiene på Langøya.. NGI rapport 20031461-1. Rev. 1, 18 maj 2004.
- NOAH (2005): Rehabiliteringsplan for Langøya. Dokumentnummer: KTR-15. 14.02.2005. NOAH Holding AS.
- NOAH (2007): NOAH, Langøya. Miljørisikovurdering av gipsdeponering over kote 0 i Nordbruudet. NGI rapport 20061245-1. 12 februari 2007.
- TA Abfall (1991) Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen, 12 mars 1991.

Konceptstudie av teknik och säkerhet för människa och miljö för en djupdeponi för kvicksilveravfall i berg baserad på förutsättningar vid tidigare oljelager i Sverige

Lars Olof Höglund
Håkan Svensson
Michael Pettersson

Kemakta Konsult AB
2008-01-28

Innehåll

Sammanfattning	189
Förord.....	190
1 Inledning.....	191
2 Beskrivning av befintliga bergrum och tunnlar.....	191
2.1 Eons anläggning i Händelö	191
3 Geologisk beskrivning	194
4 Hydrogeologi.....	197
5 Omgivning och recipienter.....	201
5.1 Skyddsområden och riksintressen	201
5.2 Recipientsituation.....	205
6 Konceptuella slutförvarsalternativ	207
6.1 Grundläggande dimensioneringsantaganden	207

6.2	Nedfartsramp	208
6.3	Utsprängd förvarsort	209
6.4	Utsprängt berggrum	210
6.5	Utsprängd bergsilo.....	211
6.6	Kostnadsjämförelse – anläggningsarbete i berg	212
6.7	Andra aspekter av betydelse för en fungerande djupdeponi.....	213
7	Geokemiska förhållanden.....	214
7.1	Inledning.....	214
7.2	Geokemiska förhållanden i svensk kristallin berggrund	215
7.3	Relevanta geokemiska parametrar för kvicksilver.....	217
7.4	Platsspecifika geokemiska förhållanden på Händelö	221
7.5	Kemiska egenskaper hos aska.....	223
8	Källterm för spridning – Närzon	224
8.1	Några scenarier för vattenflöden i närzonen.....	224
8.2	Frigörelseprocesser i närzonen	230
9	Spridningsprocesser i berg.....	235
9.1	Inledande period då spridningen fördröjs	235
9.2	Diffusion i bergmatrisen.....	238
9.3	Långsiktig period då stationära förhållanden råder	241
10	Utsläpp i recipient.....	243
10.1	Utsläpp under drift	243
10.2	Utsläpp på lång sikt efter förslutning.....	243
10.3	Jämförelser med naturliga Hg-flöden.....	244
11	Sammanfattande säkerhetsbedömning.....	246
12	Referenser	248
Underbilaga	Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar för en djupdeponi för kvicksilver på Händelö, Norrköpings kommun	253

Sammanfattning

Kemakta Konsult AB har fått regeringens särskilde utredningsmans Sten Bjurström uppdrag att i en konceptstudie belysa möjligheterna att förlägga ett svensk slutförvar för kvicksilveravfall i anslutning till ett befintligt f.d. bergrumslager för olja. Syftet med utredningen är att med exempel illustrera en väg att slutförvara kvicksilver, dock utan att detta utgör en tidig planering att bygga en verklig anläggning. En lokalisering av en djupdeponi i anslutning till Eons askdeponi i ett f.d. bergrumslager för olja på Händelö, Norrköpings kommun, har härvid utnyttjats som ett illustrerande exempel. Den konceptstudie som skisseras i denna utredning avser en tänkt djupdeponianläggning placerad cirka 250–350 m under den befintliga bergrumsanläggningen.

Olika förvaringskapacitet för djupdeponin har belyst med exempel, motsvarande en totalt deponerad volym av 2 000, 10 000 eller 100 000 m³ räknat som staplad kollivolym. Som ett belysande exempel har antagits att aska från Händelöverket utnyttjas som buffertmaterial och återfyllnad av förvarsutrymmen mellan avfallsbehållare och bergväggar, liksom för återfyllnad av nerfartsramp i berget. Andra fyllnadsmaterial är dock tänkbara.

En grov bedömning av kostnader för anläggningsarbete i berg för en djupdeponi visar att kostnaden för att driva en nerfartsramp (cirka 56–125 Mkr) är betydande, utformningen av deponiutrymmen i berget varierar beroende på djupdeponins kapacitet och utformning (cirka 1,5–3 Mkr för 2 000 m³, cirka 6–15 Mkr för 10 000 m³ och cirka 55–150 Mkr för 100 000 m³). Till detta kommer kostnader för övrig utrustning och driftkostnader.

Bergmassan på Händelö genomkorsas av större sprickzoner, men en bergplint med relativt tätt berg finns under och strax norr om Händelöverket där det placering av en djupdeponi skulle vara möjligt. Det ska understrykas att det inte finns några undersökningar av berget under cirka 80 m djup (befintliga tunnlar m.m.), varför de genomförda undersökningarna baseras på extrapolationer mot större djup i berget som är behäftade med osäkerheter.

Djupdeponin kan utformas som horisontella tunnlar, bergrum eller bergsilos. Deponering av avfallet kan ske genom att avfallet omges med olika typer av buffert- och återfyllnadsmaterial. Uppskattningar av vattengenomströmning djupdeponin har genomförts för olika tänkbara utformningar. Sammantaget visar utredningarna

att djupdeponin kan utformas så att endast obetydlig grundvatten-genomströmning sker genom djupförvaret.

En utgångspunkt för utredningen har varit att endast kvicksilver i en kemiskt och fysikaliskt stabil form ska tas emot för djupdeponering. Kviksilver i ren form förutsätts härvid stabiliseras som sulfid före djupdeponering. Detta medför en låg löslighet i grundvattenmiljö och möjliggör en god arbetsmiljö under djupdeponins drifttid.

Olika spridningsprocesser för kvicksilver från djupdeponin har undersökts. Resultaten visar att endast mycket små mängder kvicksilver frigörs från en djupdeponi. Olika beräkningsfall visar att kvicksilverutsläppet begränsas till mindre än 1 g/år för realistiska förhållanden. Mycket extrema beräkningsantaganden måste göras för att väsentligt öka de beräknade utsläppen.

Bedömningar av påverkan på recipient har genomförts, vilket i exemplet utgörs av Motala ström/Lindö kanal och inre Bråviken. Genomförda beräkningar visar en helt försumbar påverkan på recipienten. Jämförelser har gjorts med den atmosfäriska depositionen av kvicksilver. Det beräknade utsläppet från en djupdeponi skulle motsvara den atmosfäriska depositionen på mindre än 6 procent av Händelös markyta. På samma sätt motsvarar utsläppet den atmosfäriska deposition som sker på mindre än 0,6 procent av inre Bråvikens yta.

Sammantaget visar utredningen att det finns goda tekniska, säkerhets- och miljömässiga möjligheter att utforma och finna en lämplig plats för en nationell djupdeponi på några hundra meters djup i svensk berggrund. Fortsatt arbete får finna en lämplig lokalisering.

Förord

Kemakta Konsult AB har fått regeringens särskilde utredningsmans Sten Bjurström uppdrag att i en konceptstudie belysa möjligheterna att förlägga ett svensk slutförvar för kvicksilveravfall i anslutning till ett befintligt f.d. bergrumslager för olja.

Den föreliggande utredningen ska inte ses som en förberedelse till lokalisering av ett faktiskt slutförvar för kvicksilver på den studerade platsen. Syftet med studien är att belysa om tekniska, miljö- och säkerhetsmässiga förutsättningar finns för ett fortsatt arbete att finna en svensk slutförvarslösning.

I denna konceptstudie har Eons anläggning vid Händelöverket, Norrköpings kommun, använts som utgångspunkt. Eon bedriver idag deponering av bioaska från Händelöverket i de tidigare oljebergrummen. Den befintliga bergrumsanläggningen är utsprängd på cirka 30–50 m djup. I denna utredning skisseras en tänkt djupdeponianläggning placerad cirka 250–350 m under den befintliga bergrumsanläggningen.

1 Inledning

Kemakta Konsult AB har fått regeringens särskilde utredningsmans Sten Bjurström uppdrag att i en konceptstudie belysa möjligheterna att förlägga ett svensk slutförvar för kvicksilveravfall i anslutning till ett befintligt f.d. bergrumslager för olja.

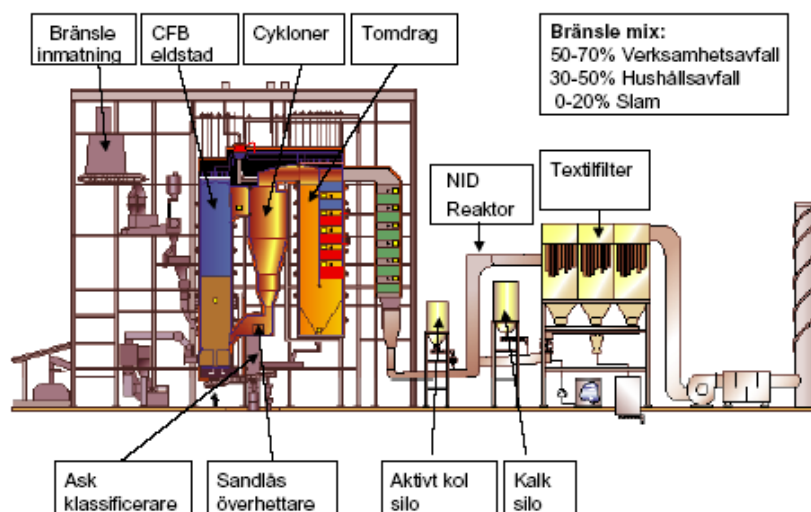
Syftet med utredningen är att med exempel illustrera en väg att slutförvara kvicksilver, dock utan att detta utgör en tidig planering att bygga en verklig anläggning. En lokalisering av en djupdeponi i anslutning till Eons askdeponi i ett f.d. bergrumslager för olja på Händelö, Norrköpings kommun, har härvid utnyttjats som ett illustrerande exempel. Den föreliggande utredningen ska därför inte ses som en förberedelse till lokalisering av ett faktiskt slutförvar för kvicksilver på den studerade platsen. Syftet med studien är att belysa om tekniska, miljö- och säkerhetsmässiga förutsättningar finns för ett fortsatt arbete att finna en svensk slutförvarslösning. Härvid har vissa platsspecifika data utnyttjats.

2 Beskrivning av befintliga bergrum och tunnlar

2.1 Eons anläggning i Händelö

Händelöverket är en kraftvärmeanläggning som producerar elkraft, fjärrvärme och ånga, se illustration i figur 2.1.

Figur 2.1 Principskiss över Eons anläggning vid Händelöverket. Bild hämtad från utdrag ur medlemsblad från Värme- och kraftsektionen



Tillstånd för askdeponering

Eon Värme Sverige AB förfogar över nio bergrum belägna på den nordöstra delen av Händelö. Bergrummen användes tidigare för lagring av petroleumprodukter men tre av bergrummen används nu för lagring av flygaska. Tillstånd söks för närvarande enligt Miljöbalken för deponering av aska i de kvarvarande sex bergrummen. Förhandlingar inleds under januari 2008.

Beskrivning av befintliga bergrum och tunnlar

E.on:s nio bergrum är utsprängda i berg cirka 30 m under markytan, dvs. djup till bergrumstaken. Bergrummen ligger parallellt och med nord-sydlig huvudriktning. Bergrummens inbördes volym varierar mellan 100 000 m³ och 160 000 m³ (E.on MKB, 2006). Rummens höjd är cirka 30 m och bredden cirka 20 m. Längden uppges variera mellan 165 och 270 m. Baserat på befintligt kartunderlag finns det 5 kortare bergrum och 4 längre bergrum (E.on, MKB, Bilaga 15, 2006). Den sammanlagda volymen på Händelöverkets nio bergrum uppskattas till cirka 1 140 000 m³.

Uppgifter om inläckage av vatten finns bl.a. från 1976 då läckvatten enbart pumpades från 3 av bergrummen, mängden uppgick totalt till cirka 25–30 m³ per dygn. I övriga bergrummen var inläckaget för litet för att pumpa. Till två av bergrummen var inläckaget så litet att vatten fick pumpas in från övriga bergrum för att upprätthålla den s.k. bäddvattennivå som krävs vid lagring av olja i bergrum. Detta medförde att det inte skedde någon netto-pumpning från anläggningen.

Öster om Händelöverkets bergum är SPL:s (Svensk Petroleum-lagring) bergrum förlagda. Bergtäckningen uppges till 20–50 m och inläckaget till dränerad anläggning uppges till 17 m³ per dygn (Bilaga Lundgren, 2007).

Den nio bergrummen står i förbindelse med Händelöverket via en ledningstunnel som sträcker sig från öns mitt och rakt söderut från Händelöverket under Lindö kanal till området Sylten. Tunneln är utsprängd mellan 60 och 80 m under markytan. Endast mindre läckage har rapporterats på ett fåtal platser i tunneln. Dock finns ett större läckage på 5,5 m³/h angivet för en period på 70-talet, det stora inläckaget förklarades med att tunnel passerar under Lindö kanal (Bilaga Lundgren, 2007).

Väster om Händelöverkets bergum sträcker över hela ön i sydvästlig-nordostlig riktning en sötvattentunnel. Tunneln har ett tvärsnitt på 8 m² och är 7 km lång och utsprängd cirka 80–90 m under markytan. Tunnel är satt under tryck motsvarande en nivå på +10 m, dvs. ett övertryck i förhållande till grundvattnet i det omgivande berget.

Beskrivning av deponerad aska

Den aska som Eon producerar härrör från förbränning av kol, biobränsle, flis, utsorterat hushållsavfall, verksamhetsavfall och gummi. En mindre del av dessa askor klassificeras som farligt avfall. En kemisk karakterisering av aska från panna P14 ges i tabell 2.1. Totalt produceras cirka 28 000 ton/år aska vid Händelöverket. Bergrummen tillförs förutom aska även cirka 35 procent vatten. Enligt Eons uppgifter avser man fylla bergrum 5 och 6 (total volym cirka 260 000 m³) under 4–5 år.

Tabell 2.1 Kemisk karakterisering av huvudkomponenter i aska från panna P14

Parameter	Enhet	Medelvärde
SiO ₂	% TS	18,1
Al ₂ O ₃	% TS	15,9
CaO	% TS	30,3
Fe ₂ O ₃	% TS	3,2
K ₂ O	% TS	2,1
MgO	% TS	3,1
MnO	% TS	0,22
Na ₂ O	% TS	3,8
P ₂ O ₅	% TS	1,4
TiO ₂	% TS	1,8
Glödförlust	% TS	9,8

Beskrivning av deponeringsförfarande

Askan sprayas in i det bergrum där fyllning vid varje tillfälle pågår. Bergrummen hålls med en vattenbädd med avsänkt nivå. Vattennivån i närliggande bergrum regleras till en högre nivå för att säkerställa att inget läckage av lakvatten sker till omgivningen. Askan härdar i kontakt med vattnet varvid tillgängligt vatten förbrukas av tillförd askmängd. Askan bildar successivt en tät monolit. Mer detaljerad beskrivning av deponeringsförfarandet ges i Eon (2006).

3 Geologisk beskrivning

Händelö är cirka 5,9 km² stort. Händelös berggrund utgörs av äldre metasedimentära bergarter (huvudsak gnejs) med en ålder på 1 800 miljoner år (SKB, 1998). Gnejsen har en foliation/siktning som stryker i ost-västlig riktning och stupar brant söderut (Bilaga Lundgren, 2008). Enlig bergrundsgeologiska kartan över Östergötlands län ansluter en större förkastning från sydost till den sydöstra sidan av ön. Förkastningen är en förlängning av den sänka i terrängen som bildar viken Slätbaken söder om Norrköping, cirka 5 km norr om Händelö stryker Bråviksförkastningen i ostvästlig riktning och cirka 5 km sydväst om ön stryker ytterligare en större förkastning i nordvästlig riktning (SGU, 1997).

I tidigare genomförda undersökningar konstateras att den geologiska struktur som lokalt på Händelö har den största betydelsen för berganläggningar och berggrundvattnet utgörs av en svagt böjd omvandlingszon som stryker i nordväst-sydöstlig riktning mitt över hela ön. Zonen är cirka 60 meter bred i markytan och är förmodligen vertikal eller brantstående. Zonen beskrivs som en klorit- och leromvandling av den gråa eller röda gnejs som är vanligt förekommande i Händelös berggrund (Bilaga Lundgren, 2008).

Uppgifter från utsprängningen av bergrummen, norr om omvandlingszonen, visar att totalt 3 krosszoner i huvudsaklig nordvästlig-sydöstligt utsträckning samt 5 sprickzoner i ostvästlig utsträckning påträffades. Krosszonerna stupar brant (cirka 70°) mot sydväst och nordost. Sprickzonerna stupar brant (60°–80°) mot syd. Bredden för zonerna bedöms till mellan 20 och 40 meter. Generellt konstateras att cirka 5 procent av den bergyta som exponeras mot bergrummen utgörs av mer genomsläppligt berg som sprick- eller krosszoner (Lundgren, 2006).

På den nordligaste delen av ön, dvs. norr om bergrummen återkommer, enligt tunnelkartering av vattentunneln, mindre omvandlingszoner och sprickzoner. Dessa stryker i ostvästlig riktning.

Figur 3.1 Översikt av större deformationszoner i anslutning till Händelö samt befintliga underjordsanläggningar (© Lantmäteriverket Medgivande MS2007/05770)



Uppgifter ur Fördjupad översiktsplan för Händelö, Norrköpings kommun, Stadsbyggnadskontoret, planenheten: De geotekniska förutsättningarna på Händelö varierar och utmärks av tre berg- och moränryggar som löper i sydost-nordvästlig riktning med anslutande leror och mellanliggande lerfyllda sänkor. Den övervägande delen av lerorna är av typen lös lera som kräver särskild uppmärksamhet vid projektering för byggnader och vägar. På ön finns också flera områden som består av olika typer av fyllnadsmassor. Dels är det de aktiva deponierna och dels äldre fyllnader. I dessa områden krävs också särskild uppmärksamhet vid projektering för byggnader och vägar. Risken för förorenad mark är uppenbar och markundersökningar krävs innan markarbeten.

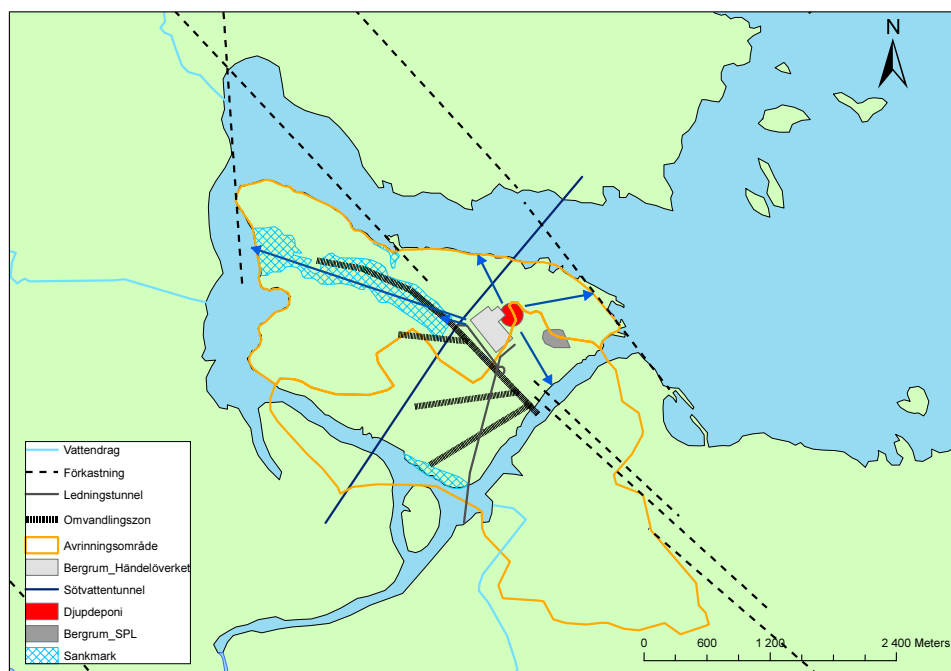
4 Hydrogeologi

Södra delen av Händelö ligger inom huvudavrinningsområdet till Motala ström och norra delen av ön ligger inom det kustnära avrinningsområde som avrinner till Bråviken och Östersjön. Ön delas således av en vattendelare.

Enligt de tolkningar som gjorts till kartan över grundvattnet över Östergötlands län har både Bråviksförkastningen samt den förkastning som stryker väster om Händelö bedömts som större sprickzoner, troligen med bättre möjlighet till grundvattenuttag än omgivande berggrund. Dock har inte den del av Slätbaksförkastningen som ansluter till Händelö söderifrån bedömts som hydrauliskt betydande på regional skala (SGU, 1997). En mer detaljerad beskrivning av sprickförhållandena på Händelö ges även i SGU:s berggrundskartor SGU Ser Af 116, Ser Af 123, Ser Af 108 och Ser Af 112.

Genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet, K) för den typ av metasedimentära bergartstyper som dominerar berggrunden på Händelö uppges till mellan $3 \cdot 10^{-8}$ m/s och $1 \cdot 10^{-7}$ m/s. Den hydrauliska konduktiviteten baseras på analys av bergbörande brunnar (SKB, 1998). I tidigare utförda beräkningar av t ex transporttiden i berggrunden kring bergrummen på Händelö har en hydraulisk konduktivitet på cirka 10^{-6} m/s i sprickzoner respektive 10^{-7} m/s i omgivande berg antagits (Lundgren, 2006). I allmänhet minskar bergets hydrauliska konduktivitet mot djupet, på cirka 300 m kan därför genomsläppligheten förväntas vara minst en tiopotens lägre (Bilaga Lundgren, 2008). SKB:s platsundersökningsprogram visar även att den hydrauliska konduktiviteten minskar minst en tiopotens mellan ytlig och djup berggrund för såväl berg som deformationszoner (SKB, 2006). Bedömda möjligheter till uttag av grundvatten i berggrunden bedöms för området till mindre goda (SGU, 1997). Baserat på SGU:s brunnsarkiv förekommer inga kända grundvattenuttag, de brunnar som är borrade utgörs av observationsbrunnar för bergrummen alternativt energibrunnar. Energibrunnarnas djup uppgår till 130–170 m. Det kan dock förekomma brunnar som inte är inrapporterade i brunnsregistret.

Figur 4.1 Tolkningar av Händelös naturliga hydrogeologiska förhållanden baserat på vattendelare, topografi, våtmarker och deformationszoner



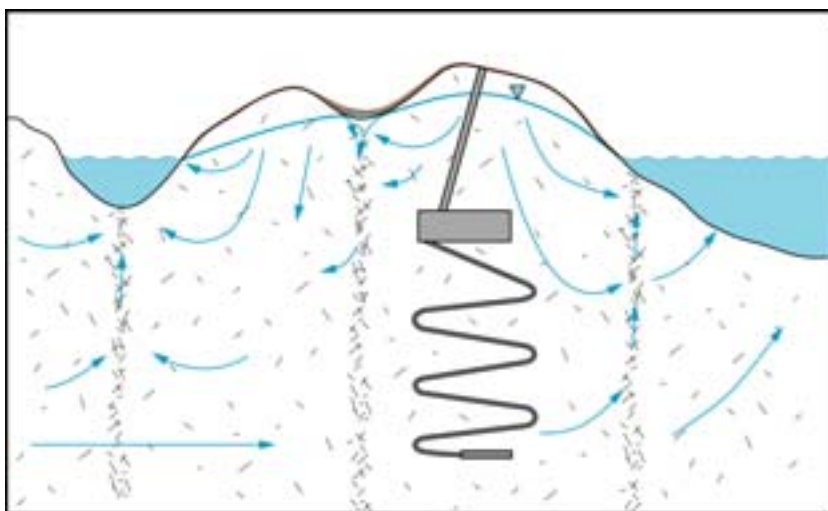
I tidigare genomförda hydrogeologiska beräkningar för berggrunden på Händelö uppges den effektiva porositeten, dvs. porositet i berg tillgängligt för grundvattentransport, till mellan 0,001–0,005 i sprick- och krosszoner (Lundgren, 2006). Baserat på SKB:s platsundersökningsprogram redovisas porositetsvärden i den s.k. bergdomänen på storleksordningen 10^{-5} till 10^{-4} respektive 10^{-3} till 10^{-2} i den s.k. sprickdomänen (SKB, 2006 och SKB, 2005).

I figur 4.2 visas en schematisk modell av hur de naturliga strömningsförhållandena på Händelö kan se ut. Gränsen för de lokala avrinningsområdena, dvs. vattendelaren, genomkorsar ön vilket innebär att avrinning på de södra delarna sker mot Lindö kanal och avrinning från de norra delarna sker mot Motala ström alternativt Lindöfjärden. Enligt äldre uppgifter låg den naturliga grundvattennivån före utsprängningen av de dåvarande bergrummen för oljelager endast 1 till 2 meter över vattennivåerna i Lindö kanal och Motala ström (Lundgren, 2006). Potentiella strömningsriktningar

har ritats in i figur 4.1. Gradienterna mellan naturliga grundvattennivåer på platsen för Händelöverkets bergrum alternativt en djupdeponi för kvicksilver och havsytenivån runt ön beräknas till mellan 0,1–0,3 procent.

Till skillnad från lokala gradienter som är beroende av de lokala tryckförhållandena finns även regionala gradienter som orsakas av tryckskillnader mellan t.ex. större sjöar och havsytan. I detta fall antas att sjöarna Glan och Roxen, 8 respektive 20 km inland från Bråviken, potentiellt skulle kunna skapa regionala gradienter från väster till öster på mellan 0,2–0,3 procent, dvs. i samma storleksordning som de lokala gradienterna.

Figur 4.2 Schematisk profil genom Händelö som visar strömningsförhållandena i berggrunden



De tydligt definierade nordväst-sydostliga deformationszoner som genomkorsar berggrunden i anslutning till Händelö innebär troligen att inverkan från de väst-östliga regionala grundvattengradienterna blir begränsade i förhållande till lokala gradienter. Denna tolkning grundas på att deformationszonerna bedöms fungera som flödesavgränsningar av de grundvattenströmmar som orsakas av de regionala gradienterna. Det kan även uttryckas som att deformationszonerna orsakar en hydraulisk kortslutning vilket minskar och jämnar ut de hydrauliska gradienterna.

Strömningshastighet i berggrund – Naturliga förhållanden

Med enkla beräkningsantaganden kan strömningshastigheten och strömningstiden i en geologisk formation beräknas enligt följande:

$$v = \frac{k \cdot i}{n_e} \quad (\text{ekv 4.1}) \text{ där}$$

v är strömningshastigheten (m/s)
 k är den hydrauliska konduktiviteten (m/s)
 n_e är den effektiva porositeten (-)

vidare beräknas strömningstiden enligt:

$$t = \frac{l}{v} \quad (\text{ekv 4.2}) \text{ där}$$

t är strömningstiden (s)
 l är strömningsslängden (m)

Under antagande om att djupdeponin förläggs på cirka 300–400 m djup beläget under lokaliseringen av Händelöverkets berggrum beräknas strömningshastighet och strömningstid enligt följande. Grundvattenströmning kan ske dels genom deformationszoner, t.ex. sprickzoner och krosszoner men även i omgivande berg som har betydligt lägre förekomst av sprickor och därmed lägre hydraulisk konduktivitet än deformationszonerna. På det antagna djupet bedöms således att normalsprucket berg mellan sprickzonerna har en hydraulisk konduktivitet på 10^{-8} m/s och sprickzoner en tiopotens större genomsläpplighet, dvs. 10^{-7} m/s. Den effektiva porositeten bedöms ligga på 10^{-3} i sprickzonerna. Gradienten antas till 0,1 procent som motsvarar den drivande gradient som uppstår på grund av skillnader mellan grundvattennivåerna på Händelö och Bråviken. Då beräkningen gäller för ett djupt och därmed tätare berg innebär det att gradienten generellt även borde vara mindre på djupdeponins nivå än för det ytliga berget. Den antagna gradienten kan således anses vara konservativ för beräkningsfallet. I enlighet med ekvation 4.1 beräknas strömningshastigheten i sprickzonerna till 10^{-7} m/s vilket innebär cirka 3 m/år. Transporttiden baserat på ett medelavstånd mellan djupdeponi och recipient på cirka 1 000 m beräknas enligt ekvation 4,2 till cirka 300 år.

Grundvattenflöde i berggrund – naturliga förhållanden

Med Darcy's lag kan det potentiella grundvattenflödet genom en tvärsnittsytta berg som motsvarar djupdeponin beräknas enligt följande:

$$Q = k \cdot i \cdot A \text{ (ekv 4.3) där}$$

Q är grundvattenflöde (m^3/s)

A genomströmningsarea (m^2)

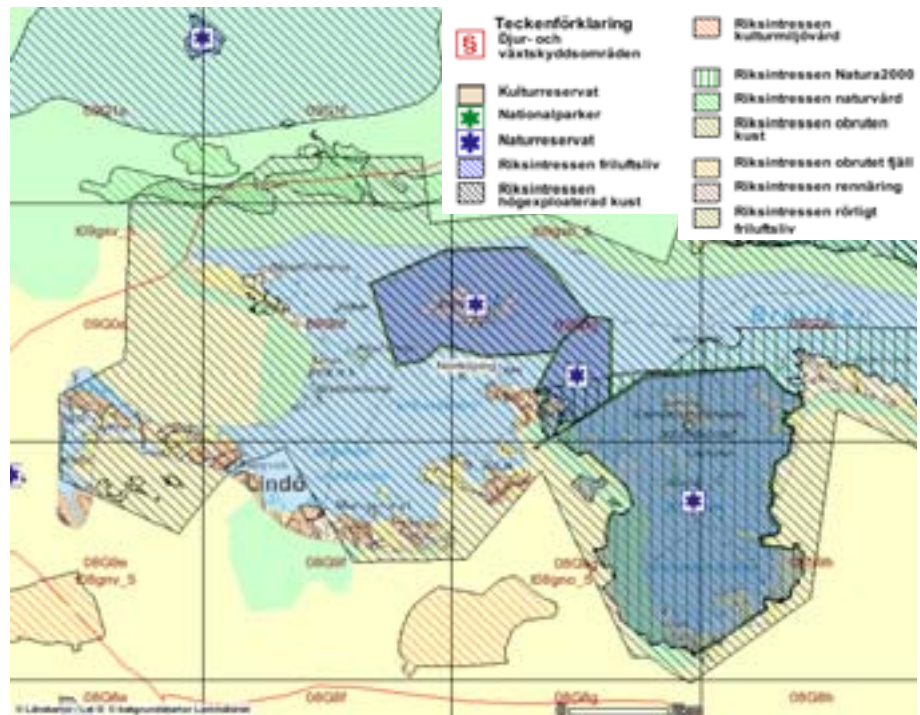
För en djupdeponi med exempelvis dimensionerna längden 50 m, höjd och bredd mellan 6 och 10 erhålls en maximal genomströmningsarea på 300 till 500 m^2 om deponin är placerad vinkelrätt mot strömningsriktningen. Vidare antas att den relativa fördelningen av genomsläppliga zoner i berget är samma som den som konstaterats för Händelöverkets bergrum, dvs. 5 procent av den exponerade bergrumssytan utgörs av mer genomsläppligt berg. Med en tvärsnittsarea på 400 m^2 beräknas grundvattenflödet genom sprickzonerna runt djupdeponin till cirka 0,06 $\text{m}^3/\text{år}$ och cirka 0,12 $\text{m}^3/\text{år}$ för den mindre genomsläppliga delen.

5 Omgivning och recipienter

5.1 Skyddsområden och riksintressen

Bråviken utgör riksintresse som högexploaterad kust (4 kap. 4 § MB). I Bråvikens inre del finns även tre naturreservat: Esterön, Djurön och Svensksundsviken. Svensksundsviken inklusive delar av Djurön och södra Bråviken samt Skenäs utgör område av riksintresse för Natura 2000 enligt Fågeldirektivet (MB 7:27 p. 1) och Habitatdirektivet (MB 7:27 p. 2). Svensksundsviken och Ållonö utgör riksintresse för naturvården (3 kap. 6 § MB).

Figur 5.1 Översikt över förekommande skyddsområden m.m. i anslutning till Händelö. Källa: Länstyrelsernas Länskartor



Uppgifter ur Fördjupad översiktsplan för Händelö, Norrköpings kommun, Stadsbyggnadskontoret, planenheten: "Händelö ekbackar klassas som ett Natura 2000-område. Dessa områden medför begränsningar i den framtida markanvändningen på Händelö. Vid etablering av tillkommande verksamheter eller då befintliga vill utvidga sin verksamhet ytmässigt måste man beakta hur ekbackarna i Natura 2000-området kan komma att påverkas. Några åtgärder som på något väsentligt sätt kan påverka de skyddsvärda miljöerna negativt bör inte tillåtas." Genomförda inventeringar redovisas översiktligt i figur 5.2.

Figur 5.2 Inventering av ekmiljöer, grova träd och nyckelbiotoper på Händelö, källa Länsstyrelsens Östgötakartan



Från: Naturvårdsprogram för Norrköpings kommun: "Händelö ekbackar hyser ett stort antal grova ekar som ger livsrum åt en stor mängd vedlevande organismer. Tätortsnära är detta antal ekar mycket ovanligt och då de hyser en rik och exklusiv insektsfauna är miljön mycket skyddsvärd och av högsta naturvärde. Insektsfaunan är mycket exklusiv och artrik, man finner inte mindre än 26 rödlistade arter knutna till dessa gamla ekmiljöer. Bland de mer spektakulära arterna hör den starkt hotade trädsvampbaggen fyrfläckad vedsvampbagge (*Mycetophagus quadriguttatus*) tätt följd av sårbara arter som mörkbaggarna större flatbagge (*Peltis grossa*) och avlång flatbagge (*Grynocharis oblonga*); tjuvbaggen nästtjuvbagge (*Ptinus sexpunctatus*); bladhorningarna brun guldbagge (*Liocola marmorata*) och läderbagge (*Osmoderma eremita*). Här finns bitvis en artrik och hävdgynnad flora med arter som brudbröd, svinrot,

ängsskära, backsmörblomma och blodnäva. Området ingår i det Europeiska nätverket för skyddad natur, Natura 2000, och är av nationellt värde för naturvården. De olika områdena visas i figur 5.3.

I ekdungen sydost om Händelö gård växer en gammal ek som har utvecklat mulm. Mulmekar är viktiga för många krävande organismer. Denna ek hyser bl.a. lavarna guldpradad spiklav och sotlav. En gammal tall hyser den sårbara skalbaggen reliktböck (Nothorhina punctata). Området är av kommunalt intresse för naturvården. Området visas i figur 5.3.

Figur 5.3 Områden identifierade inom kommunala Naturvårdsprogram 1997–2005. Källa: Länsstyrelsens Östgötakartan



5.2 Recipientsituation

Utflöde i ytvatten

Södra delen av Händelö ligger inom huvudavrinningsområdet till Motala ström och norra delen av ön ligger inom det kustnära avrinningsområde som avrinner till Bråviken och Östersjön. Händelö delas således av en ytvattendelare. Motala ström mynnar i Bråviken. Medelvärde av vattenföringen i Motala ström innan utströmning till Lindö kanal och Bråviken är uppmätt till 90 m³/s för perioden (1935–1990) (SMHI, 1993/2007). Bråviken ges vattenomsättningsklass 2, vilket motsvarar en medelvattenutbytestid på 10–39 dygn (Naturvårdsverket, 1999). Dock ger uppgifter beträffande den inre delen av Bråviken, där volymen uppges till 0,51 km³ och tillrinningen uppges till 113 m³/s, en något längre vattenutbytestid på cirka 50 dygn (SMHI, 1993/2007).

Länsstyrelsen i Östergötland har i samarbete med SMHI upprättat en kustzonsmodell för norra delarna av Östergötlands skärgård. Den inre delen av Bråviken specificeras med följande uppgifter. Vattenvolym 538 106 m³, yta 57 106 m² och vattenomsättningstid 9 dygn (Olsson, 2002).

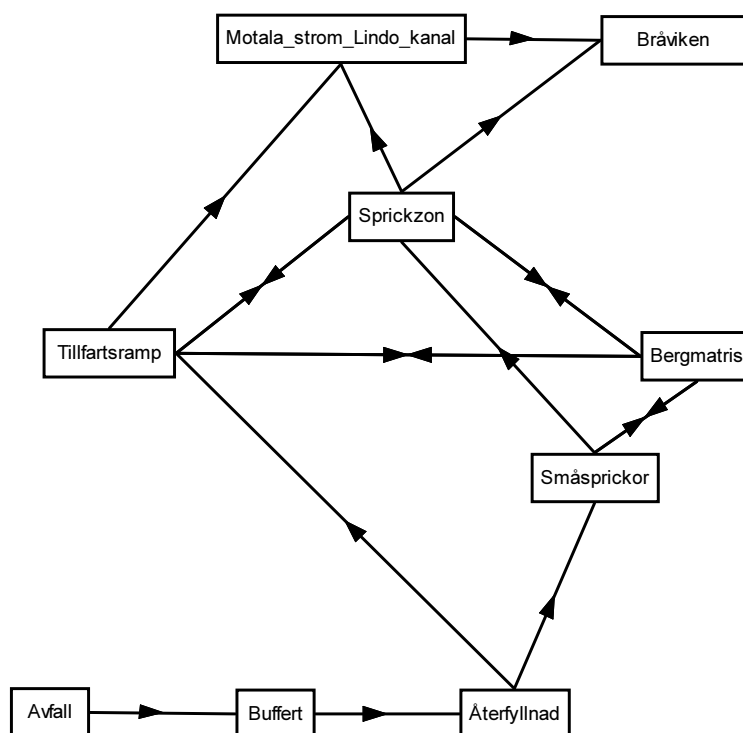
Från: Årsrapport 2003, Motala ströms vattenvårdsförbund: "Bråviken sträcker sig från Norrköping i väst mot Östersjön i öster. Bråvikens norra kust är en förkastningsbrant med bitvis lodräta, höga klippor som störtar ner i havsviken. Den södra delen av Bråvikens kust är mycket flackare och utgörs till stor del av odlad mark. Motala Ström mynnar till Bråviken på båda sidor om Händelön. Längst in i viken är Bråviken tämligen grund. Den saknar grunda mynningströsklar och har en relativt stor sötvattentillrinning från Motala ström och Nyköpingsån.

Vattenomsättningen är förhållandevis god i viken och vattenvolymen omsätts på cirka en månad. I det vidsträckta mynningsområdet sker intransport av saltare havsvatten längs det djupare kustområdet i norr, medan uttransporten av det lättare mindre salta vattnet mestadels sker längs det grundare, sydliga kustområdet. Det innebär att strömmar från Bråviken med vatten från Motala ströms avrinningsområde rör sig söderut genom arkipelagen. Mynningsområdets strömmar är tämligen beroende av rådande vindriktning. Vid dominerande ostliga vindar minskar utflödet från viken och gör att medelsalthalten minskar."

I figur 5.4 visas en schematisk boxmodell över potentiella flödesvägar mellan djupdeponi och recipient. Den redovisade situationen beskriver naturliga flödesförhållanden, d v s situationen efter genomförd återfyllnad och avslutad pumpning i bergrum och bergtunnlar. Från djupdeponin, dvs. avfall, buffert och återfyllnad, kan grundvattenströmning ske dels genom småsprickor i omgivande berg i direkt anslutning till deponin men även genom tillfartsrampen. Storleken på grundvattenflödet genom tillfartsrampen är beroende av förhållandet mellan genomsläppligheten i rampens återfyllnad respektive genomsläppligheten i naturlig berggrund.

Fortsatt grundvattenflöde sker företrädesvis i genomsläppliga sprickzoner som är i direkt kontakt med recipienterna. Masstransporten som sker med grundvatten i sprickor och sprickzoner påverkas av interaktionprocesser med bergmatrisen, t ex diffusion eller sorption, se vidare kapitel 9. Det till ytvattenrecipienten utströmmande grundvattnet späds i varierande grad vid utströmning i Motala ström/Lindö kanal och Bråviken.

Figur 5.4 Schematisk boxmodell som beskriver potentiella flödesvägar mellan djupdeponi och recipient



Upptag i brunnar

Som recipient betraktas även grundvattnet då konsumtion av grundvatten kan ske via brunnar. Dosberäkningar utförda i samband med säkerhetsanalyser av använt kärnbränsle räknar med ett totalt uttag på 2,4 m³/dag av grundvatten ur en brunn i anslutning till en liten lantbruksenhet, detta uttag bedöms tillgodose vattenbehovet för några kor samt bevattning av en mindre trädgård (Lindgren m.fl., 2001). Ett normaluttag från en privat brunn brukar anges till i storleksordningen 200 liter per person och dygn (SGU, 2007). Av det uttagna vattnet bedöms ren vattenkonsumtion uppgå till 0,6 m³/år (Avila och Bergström, 2006).

I grundvatten som har kloridhalter som överstiger 300 mg/l finns risk för smakförändringar. Höga halter av klorid i djupa grundvatten kan bero på att områden varit täckta av havsvatten därför är påverkat av relik saltvatten (Lst Östergötland, 2005). Analysresultat av kloridhalter i bergbrunnar från Östergötlands län visar att cirka 2 till 3 procent har kloridhalter överstigande 300 mg/l (SGU, 1997).

6 Konceptuella slutförvarsalternativ

6.1 Grundläggande dimensioneringsantaganden

Olika uppskattningar har genomförts inom ramen för tidigare studier av vilka mängder kvicksilverhaltigt avfall som finns lagrat som kan komma att kräva omhändertagande i djupdeponi. Det råder dock viss oklarhet vilka mängder som kan komma att vara relevanta för omhändertagande i ett nationellt slutförvar. Boliden som har eget processavfall i betydande mängder planerar för en egen djupdeponi, men har inte uttryckt intresse att samordna detta med en nationell djupdeponi. Kloralkaliindustrin har stora mängder flytande kvicksilver, dock är den totala volymen begränsad. Kloralkaliindustrin studerar möjligheten till export av sitt kvicksilver. Hos Sakab finns betydande kvicksilvermängder, dels i form av upparbetat kvicksilver från batterier med statligt ansvar, dels olika mängder förorenat processavfall och övrigt insamlat kvicksilver. Då syftet med denna undersökning inte är att i detalj fastställa vilka mängder kvicksilveravfall som ska omhändertas i en eventuell nationell djupdeponi har olika antaganden om mängder utnyttjats i belysande exempel.

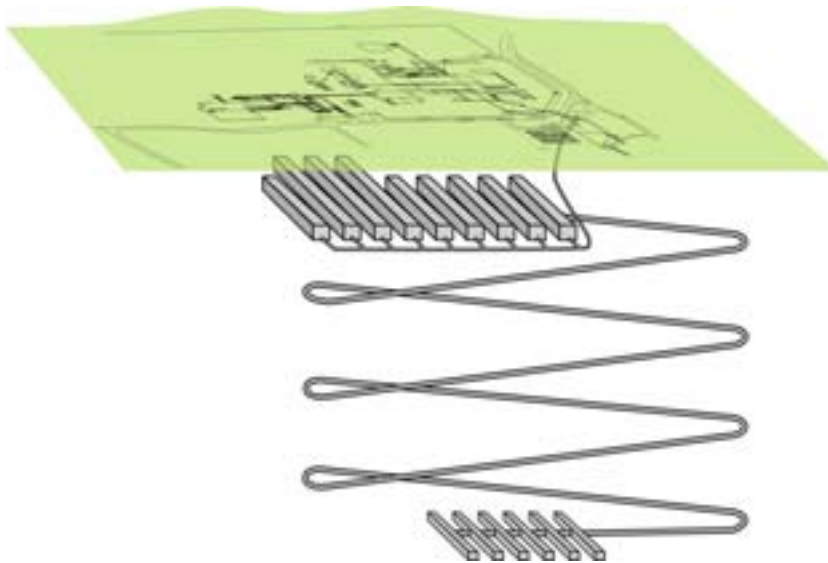
Som räknebas för denna konceptstudie har i ett basfall antagits att 2 000 ton kvicksilver ska omhändertas och lagras i ett slutförvar. I ren form kan volymen av detta kvicksilver beräknas ($\rho_{\text{Hg(l)}} = 13\,600 \text{ kg/m}^3$) till cirka 150 m^3 . Vidare antas att kvicksilvret stabiliserats med svavel till kvicksilversulfid ($\rho_{\text{HgS}} = 8\,200 \text{ kg/m}^3$, $\varepsilon = 0,5 \text{ m}^3/\text{m}^3$), varvid det fasta pulvrets volym bedöms öka till cirka 600 m^3 , med lite felmarginal antas $1\,000 \text{ m}^3$ som dimensionerande avfallsvolym. Avfallet antas förpackat i 100–200 l plåtfat. Antalet plåtfat uppskattas till 5–10 000 stycken, vart och ett med en totalvikt av cirka 250–500 kg. Staplingsvolymen (den effektiva förvarsvolymen) för dessa plåtfat beräknas till cirka $2\,000 \text{ m}^3$. Tillkommer erforderlig volym för återfyllning av buffertmaterial. Här antas minst 0,5 m aska tillföras som buffertmaterial mellan de staplade plåtfaten och omgivande berg. Detta ökar erforderlig förvarsvolym i motsvarande grad. Tillslutning av slutförvar och nedfartsramp antas ske genom successiv återfyllning med aska upp till nivån för den befintliga bergrumsanläggningen. Detta skulle samtidigt medföra en väsentligt ökad kapacitet för mottagande av aska i den befintliga bergrumsdeponin. Alternativa återfyllnads- och tillslutningstekniker diskuteras som scenarier. Slutförvaret antas placeras på nivån 300–400 m under markytan. Här antas att anslutning till den befintliga bergrumsanläggningen sker på nivån 50 m under markytan.

Som varitionsfall har antagits att kvicksilverhaltigt avfall med en total staplingsvolym av $10\,000 \text{ m}^3$ respektive $100\,000 \text{ m}^3$ omhändertas i ett nationell djupförvar.

6.2 Nedfartsramp

En nedfartsramp drivs i berget med start från den befintliga bergrumsanläggningen. Nedfartsrampen kan drivas rak eller spiralformad. För alternativet med en rak nedfartsramp kommer det djupare liggande slutförvaret att ligga vid sidan av den befintliga bergrumsanläggningen. Med en spiralformad nedfartsramp kan slutförvaret, om så önskas, placeras under den befintliga bergrumsanläggningen. I det aktuella fallet bedöms den relativt täta bergplint som inrymmer den befintliga bergrumsanläggningen vara ett rimligt första handsalternativ. Tillgängliga uppgifter indikerar att bergplinten avgränsas av omvandlingszoner och krosszoner som stupar vertikalt eller brant. En illustration ges i figur 6.1.

Figur 6.1 Schematisk illustration till djupdeponi med spiralformad nedfartsramp som utgår från befintlig oljebergrumsanläggning



Nedfartsrampen placeras med hänsyn tagen till kända sprick- och krosszoner i berget för att så långt möjligt undvika omfattande inläckage av grundvatten. Djupdeponin placeras lämpligen under den lokala vattendelaren strax norr om Händelöverket.

Nedfartsrampen förbinder nivån 50 m under markytan och förvarsnivån 300–400 m under markytan. Det antas att nedfartsrampen utförs med en medellutning av mellan 1:5 och 1:7. Detta medför en total längd för nedfartsrampen av cirka 1250–2 500 m.

För att möjliggöra enkel nedtransport med fordon till förvarsnivå har antagits att ett tunneltvärsnitt på cirka 50–60 m² väljs. Denna dimension medger lastbilstransport, samt ger plats för ventilationskanaler mm. Total utsprängd bergvolym för tillfartsrampen uppskattas till cirka 65 000–150 000 m³.

6.3 Utsprängd förvarsort

En utsprängd förvarsort utgör en direkt förlängning av nedfartsrampen och görs vanligen horisontell. Ortens utsprängda diameter väljs med hänsyn till bergtekniska faktorer och önskad förvarings-

volym. I denna konceptstudie har ett tvärsnitt på 60 m², motsvarande en diameter på 8,7 m antagits som räkneexempel.

Ortens längd väljs med utgångspunkt från önskad förvarsvolym. Orten kan utföras som en sammanhängande rak ort eller ha en grenad struktur. I denna studie har båda alternativen beaktats. Det finns vissa fördelar med en grenad struktur om olika typer av avfallsmaterial ska placeras i förvaret. De olika avfallen kan då placeras i olika förvarsutrymmen vilket minskar eventuella risker för oönskad kemisk växelverkan mellan olika avfall.

Dimensioneringsberäkningar visar att för ett utsprängt tvärsnitt på 60 m² erhålls ett effektivt förvarstvärsnitt på mellan 33 och 47 m² då hänsyn tas till återfyllning med buffertmaterial på minst 0,5 m och ett eventuellt dränerande skikt på 0,5 m. Uppskattningarna varierar något beroende på om ett rektangulärt eller cirkulärt tvärsnitt antas. Erforderlig total längd på förvarsorterna för basfallet med 2 000 m³ staplingsvolym för avfallet blir då cirka 43–61 m. Total utsprängd volym är 2 600–3 700 m³.

Tabell 6.1 redovisar motsvarande värden om det istället antas att 10 000 respektive 100 000 m³ avfall ska djupdeponeras.

Tabell 6.1 Sammanställning av beräknad erforderlig längd på förvarsorterna och total utsprängd bergvolym för olika avfallsmängder

Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m ³)	Erforderlig längd på förvarsorterna (m)	Total utsprängd bergvolym är (m ³)
2 000	45–60	2 600–3 700
10 000	220–310	12 900–18 600
100 000	2 200–3 100	129 000–186 000

6.4 Utsprängt bergrum

Ett utsprängt bergrum skiljer sig från en förvarsort genom att bergrummets höjd och bredd är större. Olika geometrisk utformning kan väljas med hänsyn till bland annat bergmekaniska faktorer. Om bergspänningarna är allt för stora kan det finnas problem att ha alltför stora öppna bergrum. I denna konceptstudie har antagits att ett bergrum med höjden 10 m och bredden 20 m sprängs ut. Detta medför ett utsprängt tvärsnitt på 200 m² och ett effektivt förvarstvärsnitt på 144–171 m² då hänsyn tas till återfyllning med buffertmaterial på minst 0,5 m och ett eventuellt dräne-

rande skikt på 0,5 m. Erforderlig längd på bergrummet blir då i basfallet endast 12–14 m. Total utsprängd volym är 2 800–3 200 m³. Det är knappast rimligt att anlägga ett bergrum med så små liten längd, se istället alternativet bergsilo.

Tabell 6.2 redovisar motsvarande värden om det istället antas att 10 000 respektive 100 000 m³ avfall ska djupdeponeras.

Tabell 6.2 Sammanställning av beräknad erforderlig längd på bergrum och total utsprängd bergvolym för olika avfallsmängder

Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m ³)	Erforderlig längd på bergrum (m)	Total utsprängd bergvolym är (m ³)
10 000	59–70	12 200–14 400
100 000	585–694	117 400–139 200

6.5 Utsprängd bergsilo

En utsprängd silo i berget kan utföras som cylindriskt (stående) eller nära sfärisk hålighet i berget vilket medför ett mycket kompakt slutförvar. I denna konceptstudie antas en stående cylindrisk form med en diameter på 20 m. Detta medför ett utsprängt tvärsnitt på 315 m² och ett effektivt försvarstvärsnitt på 250–280 m² då hänsyn tas till återfyllning med buffertmaterial på minst 0,5 m och ett eventuellt dränerande skikt på 0,5 m. Erforderlig höjd på bergsilon blir då cirka 9 m för basfallet. Total utsprängd volym är 2 870–3 120 m³. Detta fall skulle i praktiskt utförande motsvara en mindre kupolformad eller sfärisk hålighet som sprängs ut i berget.

Tabell 6.3 redovisar motsvarande värden om det istället antas att 10 000 respektive 100 000 m³ avfall ska djupdeponeras i bergsilo. För fallet 100 000 m³ antas att avfallet fördelas i fyra större silos vardera med en diameter på 30 m (utsprängt tvärsnitt 706 m², effektivt tvärsnitt 615–660 m² för vardera silon).

Tabell 6.3 Sammanställning av beräknad erforderlig höjd på bergrumssilo och total utsprängd bergvolym för olika avfallsmängder

Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m ³)	Erforderlig höjd på bergsilo (m)	Total utsprängd bergvolym är (m ³)
2 000	9	2 900–3 100
10 000	35–40	11 800–13 000
100 000 (fyra silos, diameter 30 m)	38–41	113 000–122 000

6.6 Kostnadsjämförelse – anläggningsarbete i berg

Nedfartsramp uppskattas bli cirka 1 250–2 500 m lång. Kostnaden för att driva en nedfartramp anges till cirka 45 000–50 000 kr/m (personlig kommunikation Gunnar Nord, Atlas Copco). Total kostnad för nedfartsramp blir då 56–125 Mkr.

Kostnaden för att driva en horisontell förvarsort har antagits vara densamma som för nedfartsrampen, cirka 45 000–50 000 kr/m. Kostnaden för alternativet med utsprängd förvarsort, längd 43–61 m, uppskattas till cirka 2–3 Mkr för basfallet med 2 000 m³ avfall.

Kostnaden för ett utsprängt bergrum anges till cirka 500 kr/m³ utsprängd volym (personlig kommunikation Gunnar Nord, Atlas Copco). Total kostnad för 2 800–3 200 m³ utsprängt bergrum blir då 1,4–1,6 Mkr.

Kostnaden för utsprängning av bergsilos har antagits vara densamma som för bergrum, cirka 500 kr/m³ utsprängd volym. Total kostnad för 2 900–3 100 m³ utsprängd bergsilo blir då 1,5–1,6 Mkr.

I tabell 6.4 har kostnadsberäkningar för de olika scenarierna för olika avfallsmängder sammanställts.

Till dessa kostnader ska läggas inredningar i bergrum och nedfartsramp såsom pumpar, ledningar, ventilation, belysning m.m. Kostnader för dessa investeringar har grovt uppskattats till cirka 20–25 procent av anläggningskostnaderna för bergarbeten.

För drift av djupförvarsanläggningen till kommer rörliga kostnader för exempelvis länsumpning och ventilation (cirka 1–2 Mkr/år), personalkostnader (cirka 1–2 Mkr/år), lastning, lossning och transport av avfallet (totalt 0,2 Mkr/år). Total driftkostnad kan därmed uppgå till cirka 2,5–5 Mkr/år. Det kan noteras att den totala avfallsmängden i de tre alternativen är tämligen begränsad varför

drifttiden inte behöver vara särskilt lång. Det kan dock finnas en önskan att hålla en nationell djupdeponi tillgänglig under en längre tid för att möjliggöra omhändertagande av fallande avfallsmängder. Inlastning kan då lämpligen ske i kortare kampanjer utan behov av ständig bemanning av anläggningen, dock måste troligen länshållning och ventilation hållas igång under hela drifttiden.

Tabell 6.4 Sammanställning av kostnader för anläggningsarbeten i berg för olika alternativ

	Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m ³)		
	2 000	10 000	100 000
Nerfartsramp	56–125 Mkr		
Förvar i horisontell ort	2–3 Mkr	9,9–15,5 Mkr	99–155 Mkr
Bergrum	-	6,1–7,2 Mkr	58,7–69,6 Mkr
Bergsilo	1,5–1,6 Mkr	5,9–6,5 Mkr	56,5–61 Mkr (fyra silos, diameter 30 m)

6.7 Andra aspekter av betydelse för en fungerande djupdeponi

- Samordning med E.on:s verksamhet över och under jord
- Mottagningsstation
 - Antas att transport till anläggningen sker på landsväg
 - Kan mottagning ske under jord? Är befintlig ramp körbar med lastbil? Är ventilation OK? Etc.
 - System för mottagningskontroll, överensstämmelseprovning av avfallsmaterial m.m.
 - Eventuell emballering av avfallet
 - Märkning + databasregistrering för kolliplacering
 - Eventuellt mellanlager för märkta och emballerade kollin
 - Lastkaj + vändplan för lastbil
 - Finns låst grind som förhindrar inpassage?
 - Personalutrymmen (samordna med E.on?)
 - Eventuell fordonstvätt
 - Eventuell reningsanläggning för spillvatten från fordonstvätt och dränagevatten från djupdeponin etc.

- Tillfartsramp
 - Anläggs från befintlig bergrumsanläggning
 - Lutning väljs med hänsyn till lastbilspassage, behov av plats för el, ventilation, eventuellt vatten m.m.
 - Eventuella mötesplatser där två fordon kan passera varandra
 - Brandskydd
- Förvarsutrymmen, exempelvis bergrum
 - Erforderlig utsprängd volym
 - Eventuellt flera separata bergrum för olika avfallstyper
 - Eventuellt dräneringsskikt, exempelvis makadam, längs gränstytan mellan berg och buffert/avfall, golv och väggar
 - Körbart bärsikt som avjämning av golv, eventuellt även fungerande som tätskikt/barriär, här antas att bioaska med god härdningsförmåga, eventuellt med inblandning av stenmjöl kan utnyttjas för detta ändamål
 - Buffert mellan avfall och bergväggar, eventuellt även fungerande som tätskikt/barriär, antas att bioaska med god härdningsförmåga, eventuellt med inblandning av stenmjöl utnyttjas för detta ändamål
 - Eventuell cellindelning med stödväggar/betongfack i bergrummen
 - Belysning
 - Uppsamlingsystem för dränagevatten och eventuell rening
 - Ventilation
 - Gasmätare och varningssystem (vätgas, svavelväte, metan, låg syrehalt, kvicksilver etc.)
 - Brandskydd
 - Vändplan för fordon

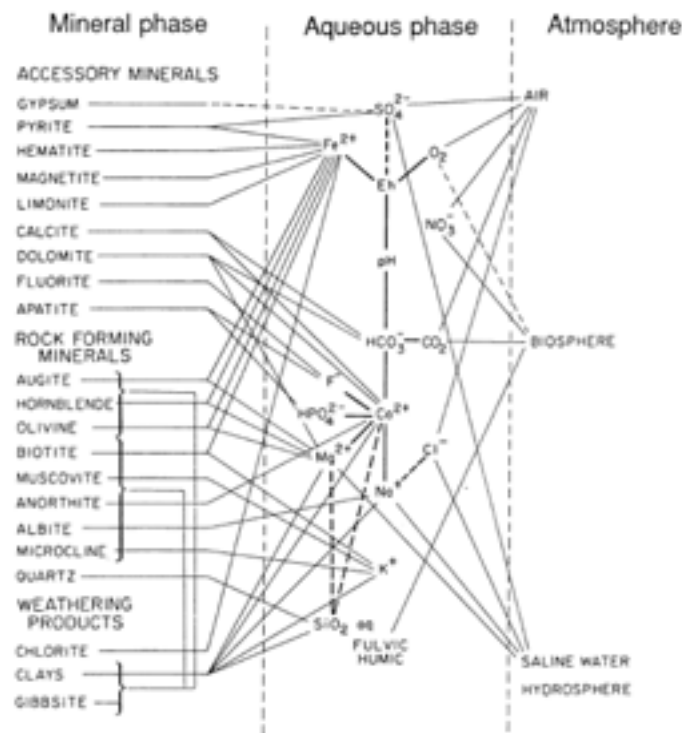
7 Geokemiska förhållanden

7.1 Inledning

Nederbördsvatten (meteoriskt vatten) är nästan rent vatten med lösta gaser från atmosfären, i första hand syre och koldioxid. Meteoriskt vatten är ursprunget för grundvatten på land, dock kan på vissa platser inslag av havsvatten förekomma, främst i kusttrakter. Grundvattnets sammansättning påverkas även av kontakt med olika mineral i jord och berg, samt olika biologiska processer. Grundvattnet har även en väsentligt högre halt organiskt material

än nederbördsvattnet. En illustration till olika processer ges i figur 7.1.

Figur 7.1 Illustration av interaktioner mellan atmosfär, grundvatten och olika mineral i berggrunden som påverkar grundvattensammansättningen, modifierat efter Beall och Allard (1977)



En kraftigt förenklad modell för grundvattnets sammansättning kan ges av:

Nederbördsvatten + Luft + Organiska ämnen + Jord- och berg-mineral + Mikrober + Havsvatten + Djupa saltvatten => Grundvatten

7.2 Geokemiska förhållanden i svensk kristallin berggrund

Generellt är djupa berggrundvatten i Sverige syrefria, vätekarbonat- eller natriumkloriddominerade. Sulfatrika vatten kan förekomma, främst kustnära, och även inslag av sulfidhaltigt grundvatten

förekommer. På större djup förekommer även mycket salta grundvatten (brines). Dessa är vanligen mycket gamla och stabila till följd av den höga densiteten hos brine som motverkar omblandning.

Berggrunden utgör en effektiv barriär mot inträngande syre från atmosfären. Syret finns löst i det vatten som infiltrerar från markytan och förs vidare i sprickor i berget. Längs strömnings-vägarna förbrukas syret genom olika kemiska och biologiska processer. Viktiga syreförbrukande processer inkluderar oxidation av tvåvärt järn och mangan löst i grundvattnet, oxidation av sprickfyllnads-mineral såsom klorit, mineral i bergmatrisen såsom biotit och pyrit samt organiskt material. Mineral i bergmatrisen är tillgängligt från vattenförande sprickor genom diffusion i porer i bergmassan (så kallad matrisdiffusion). Flera av dessa syrekonsumerande reaktioner kan dessutom ske medierade av mikrober vilka kan växa till på sprickytorna. Mikrobiellt medierade reaktioner sker vanligen med avsevärt högre hastighet än abiotiska reaktioner. Uppskattningar baserade på stökiometriska förhållanden visar att nedbrytning av cirka 2–4 mg/l organiskt material i grundvattnet är tillräckligt för att förbruka allt syre (högst cirka 10 mg/l) som kan vara löst i vattnet (Höglund m.fl., 1997c). En sådan nedbrytning kan förväntas ske med hjälp av mikroorganismer i berggrunden. En nyligen framlagd doktorsavhandling har demonstrerat bergets effektivitet att förbruka allt inträngande syre i de översta cirka 100 m från markytan även i frånvaro av organiskt material (Sidborn, 2007).

SKB:s undersökningar redovisar de huvudsakliga processer som påverkar grundvattnets sammansättning i svensk berggrund (SKB R-06-70):

- Klimatvariationer
- Flöde av grundvatten och omblandning
- Reaktioner med bergmaterialet och mikrobiella processer i grundvattnet:
 - Tillförsel av koldioxid i den omättade zonen
 - Upplösning/utfällning av kalcit
 - Katjonbytesreaktioner
 - Inkongruent upplösning (vittring) av primära silikater under bildning av leror som vittringsprodukter

- Syreförbrukning: nedbrytning av organiskt material, oxidation av järnmineral såsom sulfider och biotit.
- Reduktion av nitrat, oxiderat järn och mangan samt sulfat genom anaerob oxidation av organiska ämnen (löst organiskt material och metan), härvid bildas kvävgas, tvåvärt järn och mangan samt sulfid.
- Oxidation av vätgas under bildning av acetat och metan: organisk fermentation eller reduktion av karbonat.

7.3 Relevanta geokemiska parametrar för kvicksilver

Under syrefria förhållanden kommer kvicksilver som deponeras i sulfidstabiliserad form att förbli stabilt under mycket lång tid. Under driftskedet finns en viss risk för oxidation av kvicksilver-sulfiden. Vid oxidation bildas kvicksilversulfat (HgSO_4) vilken har en högre löslighet. Under en period efter djupdeponins tillslutning kan därför frigörelse av en begränsad mängd kvicksilver i tvåvärd form till berggrunden inte helt uteslutas.

Det finns emellertid även en risk för ökad löslighet vid högt pH i kombination med förhöjda halter av fri sulfid. I järnrika vatten kommer utfällning av svårlöslig järnsulfid att bidra till att reglera halten fria sulfider i grundvattnet. Klorid har en viss förmåga att bilda lösliga komplex med kvicksilver, dock svagare än sulfid och hydroxid (vid högt pH).

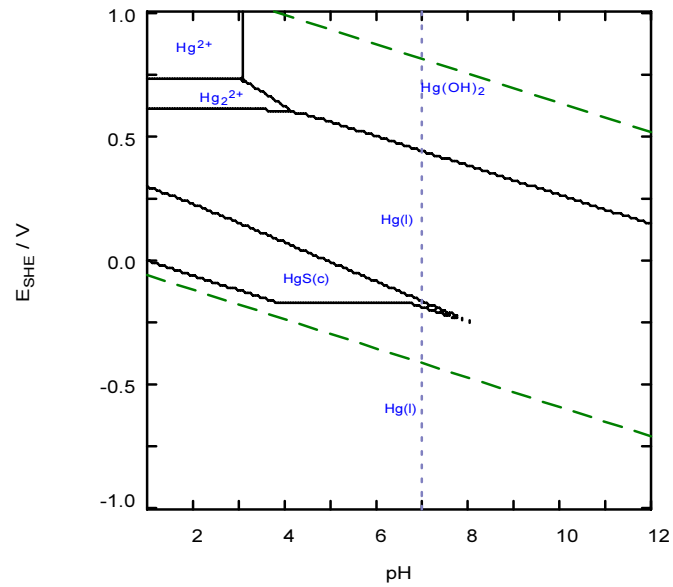
Enkla beräkningar av stabiliteten hos olika kemiska former av kvicksilver vid olika pH och redoxförhållanden har genomfört med beräkningsmodellen Medusa (Puigdomènech, 2002). Resultaten av några variationsberäkningar, där olika haltförhållanden för kvicksilver, sulfid och järn undersökts, redovisas i figur 7.2–7.4. Resultaten indikerar att såväl stora överskott av sulfid som stora överskott av järn kan vara ogynnsamt för stabiliteten av kvicksilver-sulfid.

Figur 7.2 Pourbaix-diagram för systemet kvicksilver-svavel-järn. 10 gånger överskott av S jämfört med halten av Hg, 10 gånger överskott av järn jämfört med halten av S

$$[\text{HS}^-]_{\text{TOT}} = 10.00 \mu\text{M}$$

$$[\text{Hg}^{2+}]_{\text{TOT}} = 1.00 \mu\text{M}$$

$$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{TOT}} = 0.10 \text{ mM}$$



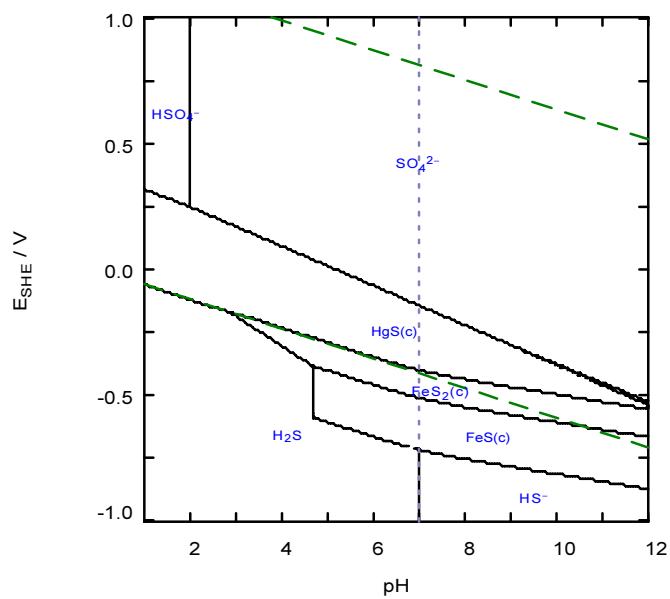
$t = 25^\circ\text{C}$

Figur 7.3 Pourbaix-diagram för systemet kvicksilver-svavel-järn. Stökiometrisk mängd Hg och S, järnhalten 1/10 av halten Hg och S

$[\text{HS}^-]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

$[\text{Hg}^{2+}]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{TOT}} = 0.10 \text{ mM}$



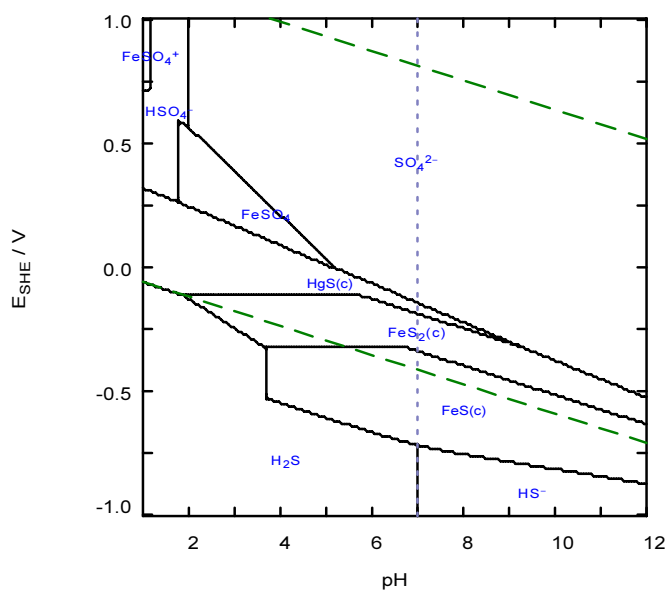
$t = 25^\circ\text{C}$

Figur 7.4 Pourbaix-diagram för systemet kvicksilver-svavel-järn. Stökiometriska mängder Hg och S, 10 gånger överskott av järn

$[\text{HS}^-]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

$[\text{Hg}^{2+}]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

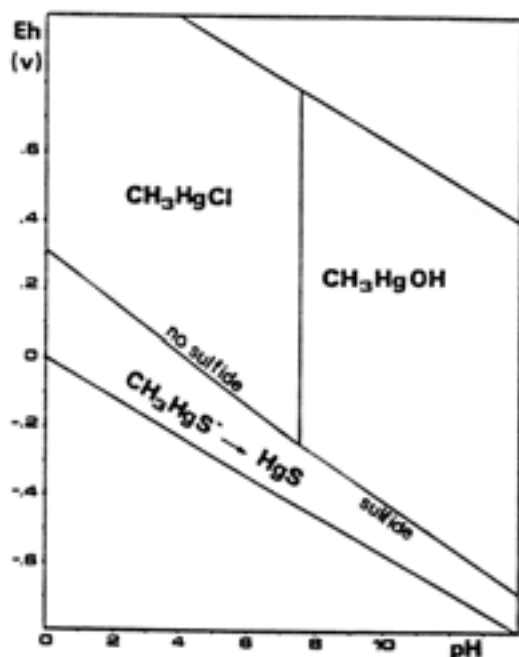
$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{TOT}} = 10.00 \text{ mM}$



$t = 25^\circ\text{C}$

I sulfatrika vatten kan även oxidation av organiskt material ske med hjälp av sulfatreducerande mikroorganismer (SRB). I samband med sulfatreduktion har visats av SRB ger upphov till metylkvicksilver. I sura miljöer sker främst bildning av monometylkvicksilver, medan bildning av dimetylkvicksilver gynnas i alkalisk miljö. Figur 7.5 ger en illustration till termodynamiska stabilitetsområden för olika former av monometylkvicksilver som utgör den giftigaste formen av kvicksilver.

Figur 7.5 Pourbaix-diagram för systemet monometylkviksilver – svavel, modifierat från Wollast m.fl. (1975)



7.4 Platsspecifika geokemiska förhållanden på Händelö

De geokemiska förhållandena på platsen är endast kända på relativt grunda nivåer i berget. Geokemiska analyser av grundvattenprover från större djup saknas. En sammanställning har gjorts av geokemiska data från inläckande vatten i befintliga tunnlar på mellan 30 och 80 m djup. Tolkningen försvaras av att de aktuella vattnen påverkats av såväl inläckande vatten från Motala ström/ Lindö kanal, deponerad aska och tidigare oljelagring. I första hand har data för dessa jämförelser valts från perioden före deponering av aska skett i respektive bergrum. Data för de relativt ytliga grundvattenprov som analyserats kan i väsentlig grad förväntas avvika från representativa data för grundvattnet på större djup i berggrunden. Utredningarna kommer därför att baseras på såväl sammanställda data för ytligt berggrundvatten från området och till-

gängliga data från djupare berggrundvatten från andra platser i Sverige, främst baserat på SKB:s platsundersökningsdata.

Som framgår av sammanställningen tabell 7.1 är direkta jämförelser mellan grundvatten på Händelö och övriga platser svår eftersom endast ett fåtal parametrar är gemensamma. Det kustnära läget och de relativt höga klorid- och sulfathalterna kan möjligen medge en gissning att de geokemiska förhållandena i djupare grundvatten kan vara jämförbara med Laxemar. Den relativt höga sulfathalten medför att en viss sulfidhalt i grundvattnet på djupare nivåer kan vara rimlig att förvänta.

Tabell 7.1 Sammanställning av geokemiska data för grundvattenprov från ytnära bergum på Händelö, från djupa borrhål i SKBs undersökningar på olika platser, samt från forskning i Stripa gruva. Östersjövatten har infogats som jämförelse.

Para- meter	Enhet	Forsmark (kust)	Äspö (kust)	Laxemar (kustnära)	Finnsjön (inland)	Gideå (inland)	Stripa (inland)	Östersjö- vatten	Händelö Bergrum 8 Medel 1994–1999	Händelö Bergrum 7 Medel t.o.m. 2002	Händelö Bergrum 6
pH		7,2	7,7	7,9	7,9	9,3	7,2–8,2	7,9	8,0	8,0	7,7
Na	mg/l	2 046	2 092	782	276	106	31–60	2 046	105		
Ca	mg/l	922	1 884	232	140	21	18–32	96			
Mg	mg/l	226	41	11	17	1,1	0,033–0,22	243			
K	mg/l	35	8	5	2	2	0,11–0,28	78,2			
Fe	mg/l	1,8	0,2	0,4	1,8	0,6	0,02–0,97	0,02			
HCO3-	mg/l	134	10	189	281	14	18–93	98			
Cl-	mg/l	5 424	6 417	1 383	557	177	18–92	3 758	270	267	270
SO42-	mg/l	499	557	125	49	0,1	1,6–2,8	490	118	109	186
HS-	mg/l		0,17	0,01		0,01					
O2 (bar)		<< 10 ⁻²⁰	<< 10 ⁻²⁰	<< 10 ⁻²⁰	<< 10 ⁻²⁰	<< 10 ⁻²⁰	-370–-270 mV	10 ^{-0,7}			
Jonstyrka	mol/l	0,19	0,24	0,053	0,025	0,006		0,13			
TDS	g/l	9,32	11,1	2,78	1,33	0,33		6,81			
Al	µg/l						0,008– 0,052		46	39	77
As	µg/l								1,4	1,3	2,1
Cd	µg/l								0,2	0,2	0,0
Cr	µg/l								3,3	0,0	0,1
Cu	µg/l								17	2,4	0,9
Hg	µg/l								0,6	0,0	0,0
Ni	µg/l								9,6	1,7	1,3
Pb	µg/l								0,9	0,0	0,4
Zn	µg/l								49	25	5,6
TOC/DOC	mg/l						1,9–5				
Lednings- förmåga	mS/m								159	177	175

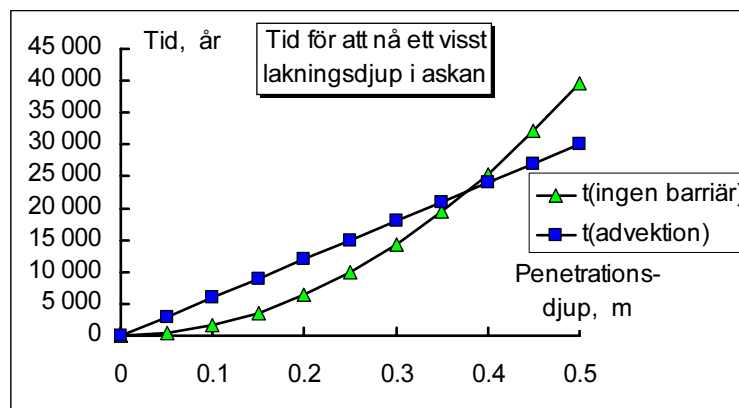
7.5 Kemiska egenskaper hos aska

I den befintliga bergrumsanläggningen deponeras aska av olika kvalitet, dels bioaska, dels aska från förbränning av hushållssopor. Den senare typen av aska innehåller bland annat högre halter av klorid. I tabell 7.2 visas en sammanställning av askans kemiska sammansättning.

I kontakt med vatten härdar askan genom hydratisering. Askan bildar därigenom en solid monolit. Askan ger en alkalisk miljö med pH på mellan 8 och 12,6 enligt lakteter utförda av Eon (2006).

Askan har en relativt låg hydraulisk konduktivitet i härdad form. Mätningar utförda av Eon visar K-värden av samma storleksordning som berget. Det kan vara möjligt att uppnå lägre K-värden genom exempelvis kompaktering i samband med utläggning i depoin. Askans hydrauliska egenskaper bestäms av flera samverkande faktorer såsom porositet, kornstorlek och den interna porstruktur som skapas av hydratiseringsreaktionerna under härdningen. På lång sikt finns risk att den interna porstrukturen och porositeten kan komma att påverkas av utlakning av bindande komponenter genom inverkan av grundvattnet. Förloppen är mycket komplexa och kan inte i detalj kvantifieras med dagens kunskaper. Förenklade bedömningar och modellberäkningar som tar hänsyn till utlakningen av några huvudkomponenter i askan kan dock ge viktig information om de ungefärliga tidsförloppen. Beräkningar har genomförts där reaktiv transport simulera med en enkel massbalansmodell för askans alkaliska komponenter, vilka utgör bindningsmedel i askan. Resultaten som redovisas i figur 7.6, indikerar att utlakningen av alkaliska komponenter i askan förmodligen kräver långt mer än 10 000 år för innan någon väsentlig förändring av askans buffertegenskaper inträffar.

Figur 7.6 Beräkningar av urlakningsförlopp för kalcium i aska om utnyttjas som buffertmaterial runt staplat kvicksilveravfall. En förenklad shrinking-core modell har använts.



Undersökningar genomförda av Eon visar att askan kan innehålla viss mängd metalliskt aluminium. I den alkaliska miljö som skapas då askan hydratiserar ger upphov till vätgasbildning, något som inte är önskvärt i en djupdeponi. Eon har dock i sina undersökningar funnit metoder att hantera detta och vätgasbildningen uppges ske under en mycket kort period. Vätgasbildning under slutförvarsskedet bör dock beaktas i en scenarioanalys.

8 Källterm för spridning – Närzon

Detta kapitel bygger vidare på olika scenarier för lösligheter beräknade i föregående kapitel. Lösligheten för kvicksilver i djupdeponin kan för det fall att aska utnyttjas som buffertmaterial komma att påverkas av askans egenskaper.

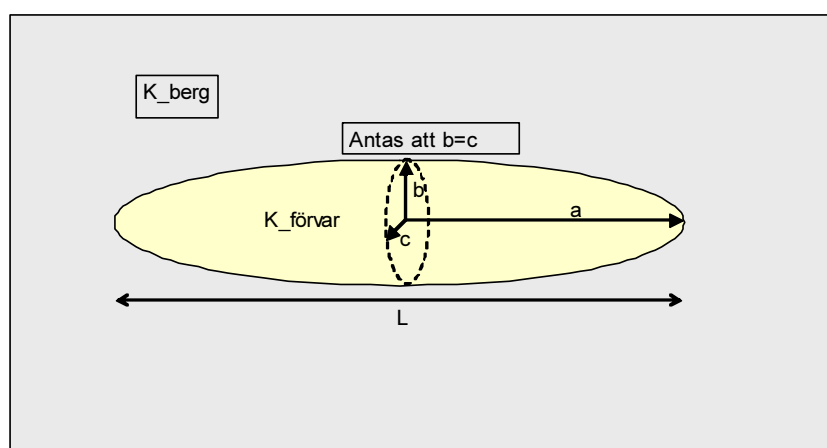
8.1 Några scenarier för vattenflöden i närzonen

Vattengenomströmning i närzonen – Inverkan av utsprängda tunnlar volymer

Då tunnlar, bergrum, nerfartsramper mm sprängs ut i berget kommer detta att påverka de geohydrologiska förhållandena runt de skapade håligheterna. Hållrummen har en mycket hög genom-

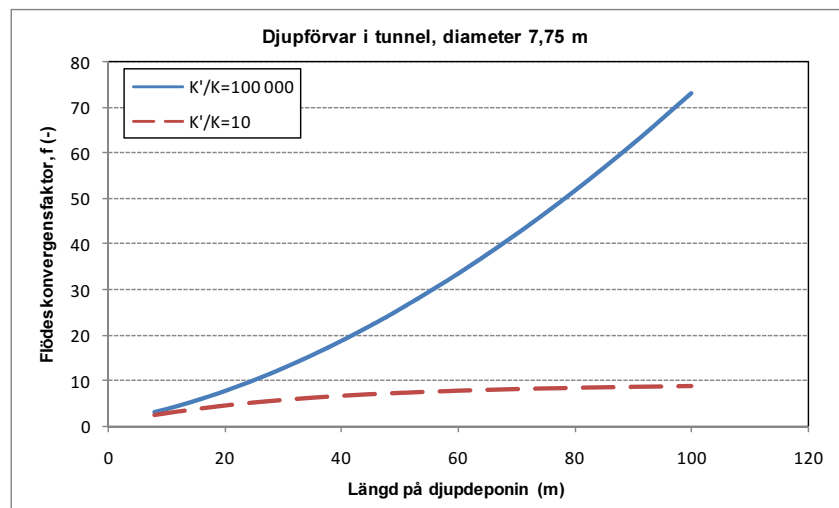
släpplighet för grundvattnet som därmed kommer att öka grundvattenflödet jämfört med den situation som råder i det ostörda berget. Förhållandet mellan flödet i djupdeponin jämfört med flödet i ostört berg benämns flödeskonvergensfaktor, f . Möjligheter finns även att fylla de ursprängda volymerna med buffertmaterial med tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet för att därmed minska flödesökningarna. Enkla modellberäkningar har genomförts där ökningen av grundvattenflödet genom djupdeponi jämfört med motsvarande flöde i det ostörda berget uppskattats. Modellen baseras på en förenklad representation av djupdeponin representerad av en cigarrformad anomali i en homogen bergmassa, se illustration i figur 8.1. Modellen är en analytisk lösning presenterad av Carlaw och Jaeger (1959).

Figur 8.1 Illustration till förenklad modell för uppskattning av flödeskonvergens i djupdeponi

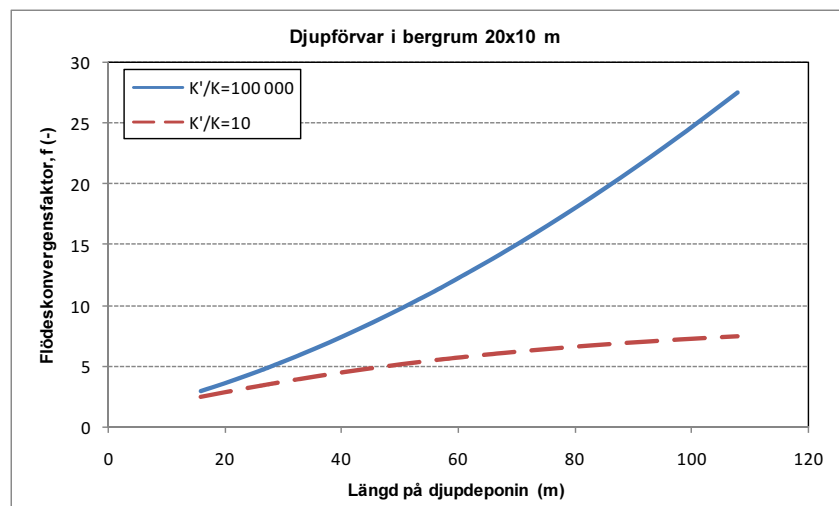


Resultaten från beräkningarna sammanfattas i figur 8.2–8.4. Beräkningarna i figur 8.2 och 8.3 redovisas för flera olika fall, dels två grundläggande scenarier där olika konduktivitetskvoter mellan buffertmaterial i de ursprängda volymerna och bergmaterialet studerats, dels två scenarier för djupdeponering i horisontell tunnel respektive bergrum. I figur 8.4 redovisas uppskattningar av den flödesökning som kan erhållas till följd av anläggning av nerfartsrampen, vilken kan utgöra en hydraulisk kortslutning till recipienterna.

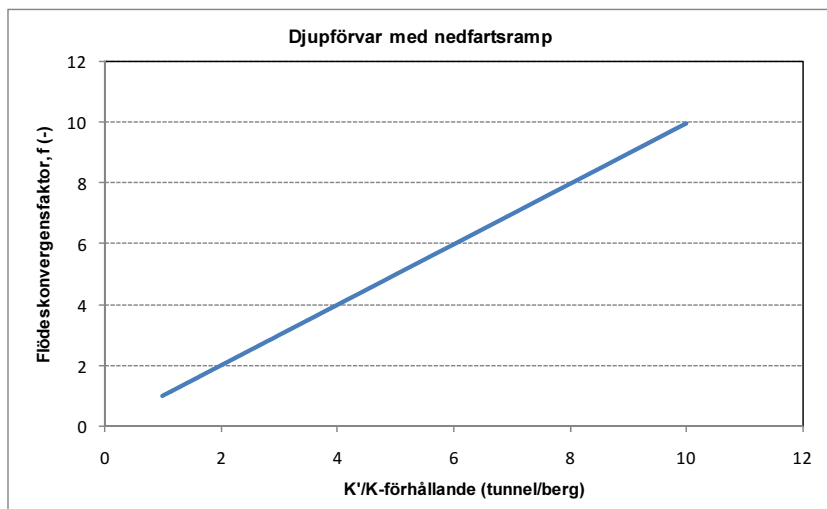
Figur 8.2 Flödeskonvergensfaktor för olika längder på djupdeponin



Figur 8.3 Flödeskonvergensfaktor för olika längder på bergrummet



Figur 8.4 Flödeskonvergensfaktor som en funktion av konduktivitetsförhållande mellan nerfartsramp till djupdeponi (K') och ostört berg (K)



Flödeskonvergensfaktorer har beräknats för de olika typerna av deponiutformning som diskuteras i avsnitt 6.3–6.5. Resultaten redovisas i tabell 8.1. En rimlig slutsats från dessa enkla beräkningar är att ett djupförvar bör återfyllas med ett rimligt tätt material för att minska grundvattengenomströmningen.

Tabell 8.1 Sammanställning av flödeskonvergensfaktorer för olika utformningar av djupförvaret, flöden genom djupdeponin och uppskattat utsläpp av kvicksilver med genomströmmande vatten

Förvarstyp	Längd x Diameter (m)	K'/K (-)	Flödeskonvergensfaktor (-)	Flöde (m ³ /år)	Advektiv transport (mg/år)
Tunnel	50x7,75	10	7,4	0,19	9
	50x7,75	10 ⁵	26	0,61	31
	250x7,75	10	10	0,24	12
	250x7,75	10 ⁵	327	7,7	387
	2500x7,75	10	10	0,24	12
	2500x7,75	10 ⁵	16 000*	378	18 922
Bergrum	65x8	10	6,0	0,57	28
	65x8	10 ⁵	14	1,3	66
	650x8	10	10	0,95	47
	650x8	10 ⁵	485	46	2 294
Silo	40x20	10	3,9	0,58	29
	40x20	10 ⁵	5,8	0,86	43

* Flödeskonvergensfaktorn bedöms ej vara realistisk, influensradien överstiger förvarsdjupet.

Beräkningarna har visat att vattenflödet genom djupförvaret ökar ju högre kontrasten i konduktivitet mellan förvar och kringliggande berg är. För att uppnå detta måste vattnet samlas upp från ett allt större område uppströms förvaret. Detta större område, influensområde, utgörs både av ett ökande avstånd från förvaret men också av att ytan över vilket vatten tas ifrån ökar. Ytan kan skattas som:

$$A_{\text{influens}} = A_{\perp} \cdot f \quad (\text{ekv 8.1})$$

där $A_{\perp}$ är djupförvarets tvärsnittsytan vinkelrätt mot vattenflödet i berget (m²).

Under antagandet att influensytan har ett cirkulärt tvärsnitt kan dess radie beräknas. För en 2,5 km lång tunnel med diamtern 7,75 m och en konduktivitetskontrast på 10⁵ erhålls en influensradie på nästan 500 m. Detta överskrider det djup som föreliggande utredning antar att djupförvaret är förlagt på, och antas inte vara realistiskt.

Inverkan av barriärer och dräneringsskikt i djupdeponin

Enkla modellberäkningar har genomförts för att uppskatta betydelsen av djupdeponins utformning med avseende på de hydrauliska egenskaperna hos buffert och barriärsystem. Modellen beräknar fluxet i radiell symmetri för material med olika genomsläpplighet (k-värden) (Itasca, 1984). Resultaten från beräkningar för sex olika scenarier redovisas i tabell 8.2. Resultaten visar att det har relativt liten inverka på vattengenomströmningen i djupförvarets närzon om en buffert med en hydraulisk konduktivitet som är 1/10 av bergets hydrauliska konduktivitet placeras mellan bergvägg och avfallsmaterial, vattengenomströmningen minskar med endast 20%. Om både ett dräneringsskikt och ett tätare material kombineras nås en minskning av genomströmningen med cirka 75 procent. Resultaten visar även att flödet genom djupdeponin kan öka om det buffertmaterial som omger avfallet har en väsentligt högre hydraulisk konduktivitet än omgivande bergmaterial, i detta fall ger ett dränerande skikt tillsammans med en tätare barriär en ökad säkerhet mot flödesökningar genom avfallsmaterialet.

Tabell 8.2 Sammanställning av beräknade vattenflöden genom närzonen för några scenarier där olika alternativa utformningar av närzonsbarriärer studerats

	Flödesfaktor ($q_{\text{förvar}}/q_{\text{berg}}$)	Beskrivning
Fall 1	0,80	0,5 m tätare barriär ($0,1 \cdot k_{\text{berg}}$) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 2	0,60	0,5 m dränerande skikt ($10 \cdot k_{\text{berg}}$) mellan tätare barriär och bergvägg, innanför detta en 0,5 m tätare barriär ($0,1 \cdot k_{\text{berg}}$), avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 3	0,80	0,5 m dränerande skikt ($10 \cdot k_{\text{berg}}$) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 4	0,24	0,5 m dränerande skikt ($100 \cdot k_{\text{berg}}$) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 5	1,15	0,5 m dränerande skikt ($100 \cdot k_{\text{berg}}$) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet är mer permeabelt än bergmaterialet ($6,7 \cdot k_{\text{berg}}$)
Fall 6	0,37	0,5 m dränerande skikt ($100 \cdot k_{\text{berg}}$) mellan tätare barriär och bergvägg, innanför detta en 0,5 m tätare barriär, avfall och buffertmaterialet är mer permeabelt än bergmaterialet ($6,7 \cdot k_{\text{berg}}$)

8.2 Frigörelseprocesser i närzonen

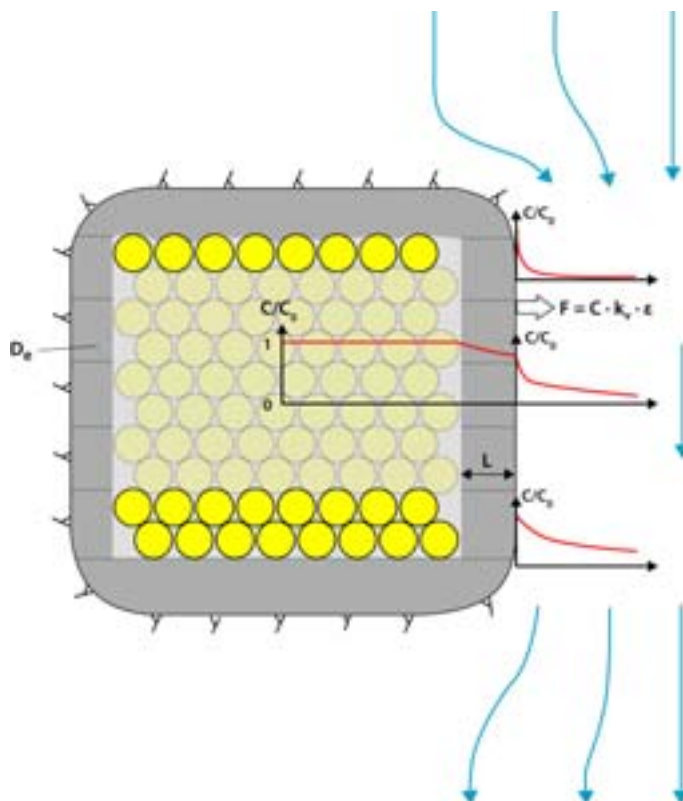
Kviksilver transporteras ut från djupdeponin genom två olika processer; advektion (vattenströmning) och diffusion (molekylär transport). Båda sker parallellt men deras inbördes betydelse kan varieras från fall till fall.

Konceptuell modell av frigörelse av kvicksilver

Figur 8.5 visar en konceptuell bild över hur förvaret med avfallsbehållarna staplade inuti förvaret. Kring kollina finns ett återfyllnadsmaterial. Dess funktion är mekanisk (stötta kollina) men kan även fungera som en barriär för uttransporten av kvicksilver.

Mellan de staplade behållarna och omgivande berg ligger ett lager med buffertmaterial. Tjockleken på detta lager antas vara minst 0,5 m. Efter förslutning av förvaret kommer grundvatten att strömma in i förvaret och efter en tid är förvaret vattenfyllt. Med tiden kommer behållarnas mekaniska funktion att försämrast vilket medför att avfallet kommer i kontakt med vatten varvid kvicksilver går i lösning. Föroreningen transporteras på grund av diffusion och med genomströmmande grundvatten ut från djupdeponin till kringliggande berg.

Figur 8.5 Schematiskt tvärsnitt genom ett djupförvar med staplade avfallskollin i form av liggande plåtfat. Bilden illustrerar förorenings-spridning med diffusionsprocesser genom buffertmaterial och omgivande närzonsberg.



Föroreningen transporteras med grundvatten ut i berget. Berget är relativt tätt i anslutning till djupdeponin. Grundvattnet strömmar i mindre sprickor och kvicksilver kan fastläggas (sorbera) i berg-

matrisen. Transporten av kvicksilver går därför relativt långsamt. Längre ut från djupdeponin når grundvattnet en större vattenförande spricka där vattenflödet är högre. Med tiden når grundvattnet en närbelägen recipient (en brunn eller Bråviken).

Diffusion genom buffertmaterial och berg

Diffusion är en molekylär transport som förekommer i vätskor, gaser och porösa medier och som uppstår då det finns en koncentrationsskillnad mellan två punkter. Detta kan t ex vara mellan porvattnet inuti djupdeponin och fasgränsytan mellan buffertmaterial och bergvägg såsom illustreras i figur 8.5.

Vid stationära förhållanden ges den diffusiva transporten, $N_{\text{diffusion}}$, av

$$N_{\text{diffusion}} = k \cdot A \cdot \Delta c \quad (\text{ekv 8.2}) \text{ där}$$

k är en materieöverföringskoefficient (m/år)

A är ytan över vilken materiöverföringen sker (m²)

Δc är en koncentrationsdifferens (mg/m³)

För den diffusiva transporten genom buffertmaterialet ges materieöverföringskoefficienten av uttrycket:

$$k_{\text{buffert}} = \frac{D_e}{L} \quad (\text{ekv 8.3}) \text{ där}$$

D_e är ämnets effektiva diffusivitet genom bufferten (m²/s)

ϵ är buffertmaterialets porositet (-)

L är tjockleken på buffertmaterialet (m)

Mäktighet på buffertmaterialet sätts till 0,5 m. Detta ger:

$$k_{\text{buffert}} = \frac{2 \cdot 10^{-10} \cdot 3.15 \cdot 10^7}{0.5} = 1.3 \cdot 10^{-2} \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.4})$$

Som framgår av figur 8.5 är det en koncentrationsskillnad även mellan bergväggen och bergmassan. För den diffusiva transporten i berget kan följande uttryck för materieöverföringskoefficienten härledas (Neretnieks, 1979):

$$k_{berg} = \sqrt{\frac{4 \cdot D_w \cdot u_{por}}{\pi \cdot B}} \cdot \varepsilon_{berg} \quad (\text{ekv 8.5}) \text{ där}$$

D_w är ämnets diffusivitet i vatten ($\text{m}^2/\text{år}$)

u_{por} är vattnets strömningshastigheten i bergets porer ($\text{m}/\text{år}$)

B är en kontaktlängd (m)

ε_{berg} är bergets porositet (-)

Grundvattnet flödeshastighet i bergets porer/sprickor beräknas enligt:

$$u_{por} = \frac{k \cdot i}{\varepsilon_{berg}} = \frac{1.5 \cdot 10^{-8} \cdot 0.001}{0.01} \cdot 3.15 \cdot 10^7 = 0.05 \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.6})$$

Kontaktlängden, B , sätts till 20 m (bergrummets bredd). Detta ger

$$k_{berg} = \sqrt{\frac{4 \cdot 2 \cdot 10^{-9} \cdot 3.15 \cdot 10^7 \cdot 0.05}{\pi \cdot 20}} \cdot 0.01 = 1.4 \cdot 10^{-4} \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.7})$$

Om kontaktlängden istället väljs till bergrummets höjd (10 m) blir $k_{berg} = 1,9 \cdot 10^{-4} \text{ m/år}$ eller längd (65 m) blir $k_{berg} = 7,6 \cdot 10^{-5} \text{ m/år}$.

Inversen av materieöverföringskoefficienten ($1/k$) brukar benämnas motståndsfaktorn för diffusiv materieöverföring. Ju lägre denna faktor är desto lättare sker materieöverföringen. Av ekvation (8.3) framgår att motståndet ökar ju längre sträcka som materieöverföring ska ske och ju lägre diffusiviteten är.

Från ekvationerna (8.4) och (8.7) erhålls motståndsfaktorerna $1/k_{buffert} = 79$ och $1/k_{berg} = 7\,256$. Av detta kan man konstatera att det huvudsakliga motståndet mot den diffusiva materietransporten mellan djupdeponin och omgivande berg ligger i berget.

För att beräkna materietransporten enligt ekvation (8.2) definieras den totala materieöverföringskoefficienten för det aktuella problemet som:

$$\frac{1}{k} = \frac{1}{k_{buffert}} + \frac{1}{k_{berg}} \Rightarrow k = 1.4 \cdot 10^{-4} \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.8})$$

Materieöverföringsytan approximeras med bergrummets mantelyta på ungefär 3 900 m² (L=65 m, B=20 m, H=10 m). Koncentrationen av kvicksilver i vattnet inne i bergrummet antas vara 50 mg/m³. (motsvarande lösligheten för kvicksilver) och sätts konservativt till noll i berget. Transporten beräknas till:

$$N_{diffusion} = 1.4 \cdot 10^{-4} \cdot 3900 \cdot 50 = 27 \text{ mg/år} \quad (\text{ekv 8.9})$$

Om längden på djupdeponin ökas med en faktor 10 så ökar den diffusiva transporten med en faktor 10. En ökning av buffertlagrets tjocklek till 1 m skulle inte ha någon effekt på transporten eftersom transportmotståndet domineras helt och hållet av berget.

Advektiv transport genom deponin

Vattenflödet genom förvaret ges av uttrycket:

$$Q = k \cdot i \cdot A \cdot f \quad (\text{ekv 8.10}) \text{ där}$$

Q är vattenflödet (m³/s)

k är den hydrauliska konduktiviteten i omgivande berg (m/s)

i är den hydrauliska gradienten i omgivande berg (m/m)

A är bergrummets tvärsnittsytan vinkelrätt mot vattenflödet i berget (m²)

f är flödeskonvergensfaktorn (-)

Transporten av kvicksilver ut från djupdeponin genom advektion, $N_{advektion}$, ges av:

$$N_{advektion} = Q \cdot C_0 = k \cdot i \cdot A \cdot f \cdot C_0 \quad (\text{ekv 8.11}) \text{ där}$$

C_0 är föroreningskoncentrationen i vatten inuti bergrummet (mg/m³).

Uppskattade vattenflöden genom djupdeponin för de olika förvarsutformningarna är sammanställda i tabell 8.1. I tabellen redovisas även uttransporten av kvicksilver med utströmmande vatten. Transporten baseras på ett antagande att koncentrationen av kvicksilver i det vatten som lämnar djupdeponin ges av lösligheten av elementärt kvicksilver (50 mg/m³). Resultaten visar att endast för mycket pessimistiska antaganden beträffande kvicksilvrets löslighet i djupdeponi i kombination med pessimistiska antaganden om

vattengenomströmning genom närzonen kan några betydande utsläpp av kvicksilver beräknas.

En jämförelse mellan den uppskattade frigörelsen av kvicksilver genom genomströmmande vatten i tabell 8.1 och den diffusiva transporten ut från djupdeponin indikerar att, med undantag för de fall med extremt högt vattenflöde genom djupdeponin, bidraget från den diffusiva transporten och den konvektiva transporten till frigörelsen av kvicksilver från djupdeponin är i samma storleksordning.

9 Spridningsprocesser i berg

Spridning av kvicksilver i berggrunden sker i huvudsak i löst form med strömmande grundvatten. Lösligheten för kvicksilver under olika geokemiska betingelser beskrivs i kapitel 7. I detta avsnitt antas som en övre pessimistisk gräns en löslighet av kvicksilver i slutförvaret på $50 \mu\text{g/l}$, motsvarande mättnadshalten av metalliskt kvicksilver i vatten.

Berget består förenklat av vattenförande sprickor/sprickzoner och praktiskt taget tät bergmassa mellan sprickorna/sprickzonerna. I många fall kan sprickor som bildats i berget långt tillbaka i tiden ha tätats igen genom utfällning av sprickfyllnadsmineral. Mängden vattenförande sprickor påverkar hur mycket vatten som kan komma i kontakt med avfallet i ett slutförvar, försök till kvantifieringar exemplifieras senare i detta kapitel. För en viss given vattenmängd som strömmar genom berget gäller även att den hastighet med vilken vattnet rör sig i sprickorna ökar ju färre sprickor som leder vatten. Det är vanligt att några få stora sprickor står för en stor andel av hela vattenflödet i berget.

Erfarenheter från Stripa (Moreno och Neretnieks, 1991) visar att en typisk spricklängd, L_c , är 1,6 m med en bredd, W , på i storleksordningen 0,1 och att det i medeltal finns en vattenförande spricka per $2,6 \text{ m}^2$ tvärsnitt berg.

9.1 Inledande period då spridningen fördröjs

Då en föroreningsplym sprids med grundvattnet längs vattenförande sprickor i berget kommer föroreningshalten att påverkas av olika processer. Två viktiga processer är matrisdiffusion och adsorp-

tion. Matrisdiffusion innebär att föroreningar genom en diffusionsprocess vandrar från de vatten- och föroreningsförande sprickorna in i den relativt täta bergmassan. Detta innebär att spridningen av föroreningar via sprickorna bromsas upp. Såväl på mineralytor i bergmassan som på olika sprickfyllnadsmineral kan föroreningar adsorberas. Till följd av adsorption sker vanligen en signifikant fördröjning (retention) av föroreningsspridningen.

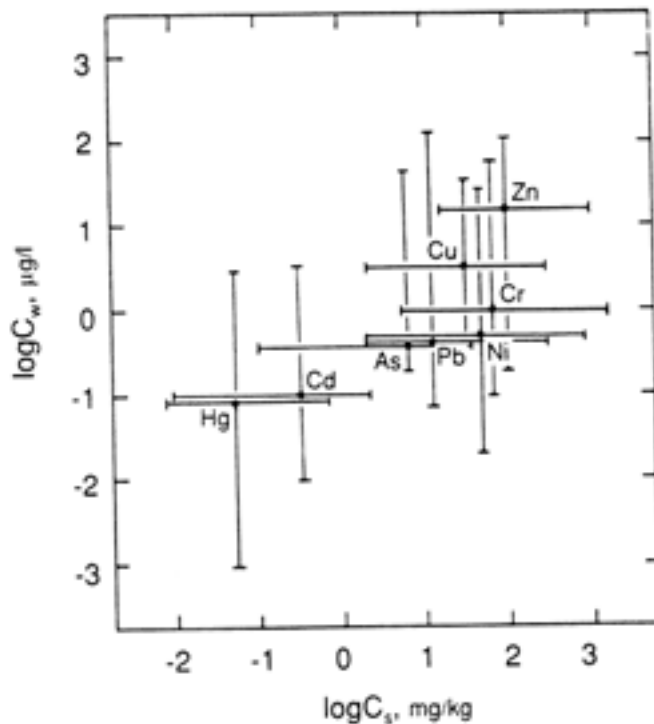
Sorptionsprocesser

Fördelningen av ett kemiskt ämne mellan löst fas (grundvattnet) och fast fas (partiklar, bergmaterial) beskrivs vanligen med ett haltsamband. Ett sådant haltsamband kallas generellt för en adsorptionsisoterm. I dess enklaste form är haltsambandet en konstant kvot mellan halten i fast fas och halten i löst fas och kallas då för ett Kd-värde.

$$K_d = \frac{C_{\text{fast fas}}}{C_{\text{löst fas}}} \left[\frac{\text{mg} / \text{kg}}{\text{mg} / \text{l}} = \frac{\text{l}}{\text{kg}} \right] \quad (\text{ekv 9.1})$$

Ett högt värde på Kd-värdet innebär att ämnet är hårt bundet till det fasta materialet. Eftersom transporten av föroreningar vanligen sker i löst form innebär detta att spridningen motverkas om föroreningen är hårt bunden till det fasta materialet. Värden i litteraturen indikerar att kvicksilver är relativt hårt bundet till fast material, något som minskar riskerna för spridning.

Figur 9.1 Sammanställning av naturligt förekommande koncentrationer av kvicksilver och ett urval andra ämnen i grundvatten (C_w , $\mu\text{g/l}$) och i granitberggrund (C_s , mg/kg), hämtat från Höglund m.fl, (1994), modifierat efter Ledin m.fl, (1988)



Utgående från medianvärdena för kvicksilverhalterna i fast bergmaterial och halterna i grundvattnet kan ett K_d -värde grovt uppskattas till cirka 1 000 l/kg. En extremvärdesberäkning baserad på högsta halt i berggrunden och lägsta halt i grundvattnet ger ett K_d -värde på cirka 3 l/kg. En osäkerhet i dessa uppskattningar är att den kemiska formen hos kvicksilvret inte är känd. Det bör noteras att de i tabell 9.1 angivna K_d -värdena för Hg^0 redovisas utan motivering eller källhänvisning varför de får betraktas som spekulativa. I de genomförda spridningsberäkningarna har olika K_d -värden för kvicksilver antagits för att belysa olika tänkbara fall.

Tabell 9.1 Uppskattade parametrar till en kvicksilvermodell för olika miljöer (Lyon m.fl., 1998).

System	K_d (Hg^0)	K_d (Hg^{II})	K_d (CH_3Hg^+)
Jord	1 000	58 000	7 000
Suspenderat sediment	1 000	100 000	100 000
Suspenderat fast biotiskt material	1 000	200 000	500 000
Bentiska sediment	3 000	50 000	3 000

Bedömningen av spridningsrisker måste dock även ta hänsyn till riskerna för spridning av partikelbundna föroreningar, liksom för risken att föroreningarnas löslighet påverkas av olika komplexbildande ämnen i grundvattnet. Kvicksilver binds även hårt till suspenderat material i vattnet liksom till lösta organiska ämnen i grundvattnet. I tabell 9.1 redovisas värden ur litteraturen för fördelningsfaktorer för kvicksilver i olika system.

Tabell 9.2 Exempel på litteraturvärden för fördelningskoefficienter för kvicksilver och metylkvicksilver i olika system (Allison och Allison, 2005)

Typ av värde	Jord – vatten [l/kg]	Suspenderade partiklar – vatten [l/kg]	Lösta organiska ämnen – vatten [l/kg]	Sediment – vatten [l/kg]
Hg				
Median	6 300	200 000	200 000	79 400
Spann	150–630 000	15 800–794 000	200 000–398 000	6 300–1 000 000
Antal värden	17	35	3	2
CH_3Hg^+				
Median	630	250 000	-	4 000
Spann	20–63 000	15 800–1 500 000	-	630–100 000
Antal värden	11	2	-	4

9.2 Diffusion i bergmatrisen

Ett förorening som är löst i vattnet som strömmar genom vattenförande sprickor i berget, kommer att diffundera in i mindre angränsande, vattenfyllda men ej vattenförande sprickor (s.k. mikrosprickor) och porer i bergmassan där föroreningen kan sorbera.

Detta medför att föroreningen rör sig långsammare genom berget än vad vattnet gör.

Från teoretiska studier av föroreningstransporten i sprickigt berg (Moreno m.fl., 1993 och Moreno och Neretnieks, 1991) går det att visa att koncentrationen av en förorening på avståndet L_{spricka} nedströms en djupdeponi med en konstant föroreningskoncentrationen i lakvattnet C_0 ges av:

$$C = C_0 \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{G}{\sqrt{t - t_w}} \right] \quad (\text{ekv 9.2}) \text{ där}$$

$$G = \frac{3 \cdot W \cdot L_{\text{spricka}}}{L_c^2 \cdot k \cdot i} \cdot \sqrt{D_e \cdot K} \quad (\text{ekv 9.3}) \text{ där}$$

W är bredden på den vattenförande delen av sprickan (m)

L_{spricka} är avståndet från djupdeponin till närmaste större vattenförande sprickzon (m)

L_c är spricklängden för en enskild spricka (m)

k är bergets hydrauliska konduktivitet (m/år)

i är den hydrauliska gradienten (m/m)

D_e är den effektiva diffusiviteten ($\text{m}^2/\text{år}$)

K är en kapacitetsfaktor ($\epsilon + K_d \rho_{\text{berg}}$) (-)

ϵ är bergets porositet (-)

ρ_{berg} är bergets densitet (kg/m^3)

K_d är ämnets sorptionskoefficient (m^3/kg)

Uppehållstiden för vatten, t_w , ges av:

$$t_w = \frac{k \cdot i}{\epsilon \cdot L_{\text{spricka}}} \quad (\text{ekv 9.4})$$

Koncentrationsprofilen beror följaktligen av bergets egenskaper och föroreningens sorptionsförmåga i berget, men är helt oberoende av hur förvaret är utformat.

Med detta som grund beräknas föroreningskoncentrationen som en funktion av tiden. Beräkningarna baseras på data enligt tabell 9.3. För att belysa osäkerheten i kvicksilvers förmåga till fastläggning i berget har K_d -värdet varierats i tre olika steg; 0, 0.003 och $1 \text{ m}^3/\text{kg}$. Resultatet presenteras grafiskt med heldragna linjer i figur 9.2. Vattnets uppehållstid är drygt 200 år. Även om fastlägg-

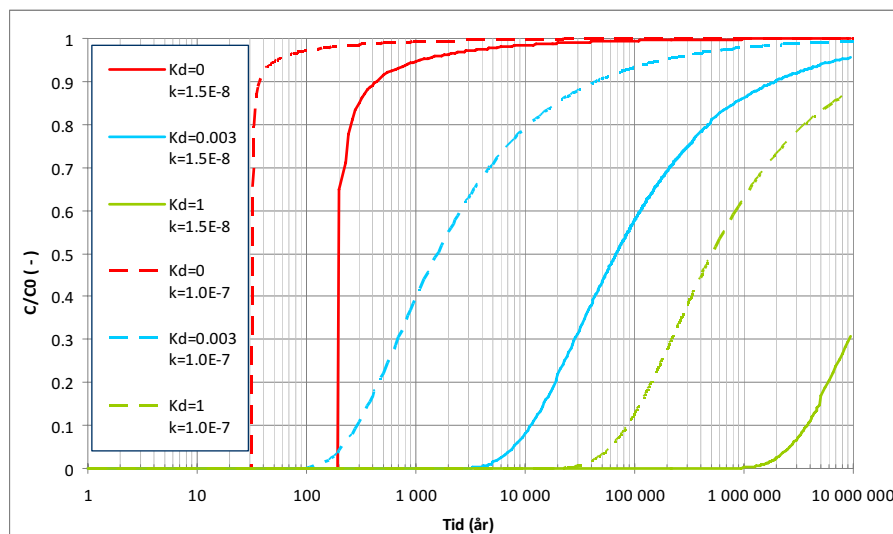
ningen av kvicksilver i berget försummas ($K_d=0$), erhålls en viss, om än begränsad, utspädningseffekt. Efter 250 år är koncentrationen i sprickan före utflödet till den större sprickzonen 75 procent av föroreningskoncentrationen i djupdeponin.

Sorptionen har som figur 9.2 visar en betydande effekt på utsläppet av kvicksilver. Redan en begränsad sorption ($K_d=0.003 \text{ m}^3/\text{kg}$) erhålls en påtaglig fördröjning i utsläpp. Efter cirka 10 000 år är koncentrationen 10 procent av C_0 , efter 100 000 år cirka 60 procent. Med ett K_d -värde på $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ tar det närmare 1 miljon år innan något utsläpp förväntas ske.

Tabell 9.3 Antagna data för modellering av föroreningskoncentrationen nedströms ett förvar

Parameter	Värde
$k \text{ (m/s)}$	$1.5\text{e-}8$
$i \text{ (m/m)}$	0.001
$\rho \text{ (kg/m}^3\text{)}$	2 700
$\varepsilon \text{ (-)}$	0.001
$L_c \text{ (m)}$	1.6
$W \text{ (m)}$	0.1
$L_{\text{spricka}} \text{ (m)}$	100
$De \text{ (m}^2\text{/år)}$	$3.15\text{E-}6$

Figur 9.2. Relativ koncentration i en punkt 100 m nedströms förvaret



Konduktiviteten som angivits i tabell 9.3 är ett viktat medelvärde som beaktar konduktiviteten i såväl berg (10^{-8} m/s) som sprickor (10^{-7} m/s). Andelen vattenförande sprickor har uppskattats till 5 procent av den totala bergytan. Som en variationsberäkning har konduktiviteten satts till 10^{-7} m/s motsvarande sprickkonduktiviteten, vilket ger ett mer konservativt mått på spridningen (streckade linjer i figuren ovan).

De genomförda beräkningarna ovan baseras på antagandet att föroreningen transporteras 100 m längs mindre vattenförande sprickor. Därefter antas föroreningen nå en större sprickzon med ett betydligt större vattenflöde som slutligen leder fram till en ytvattenrecipient. Den ytterligare fördröjning i föroreningstransporten som kan erhållas i den större sprickzonen försummas. Det är dock viktigt att notera att detta inte innebär att föroreningskoncentrationen i ytvattenrecipienten är den samma som når den mer vattenförande sprickzonen. I såväl sprickzon som recipient förväntas en betydande utspädning ske.

9.3 Långsiktig period då stationära förhållanden råder

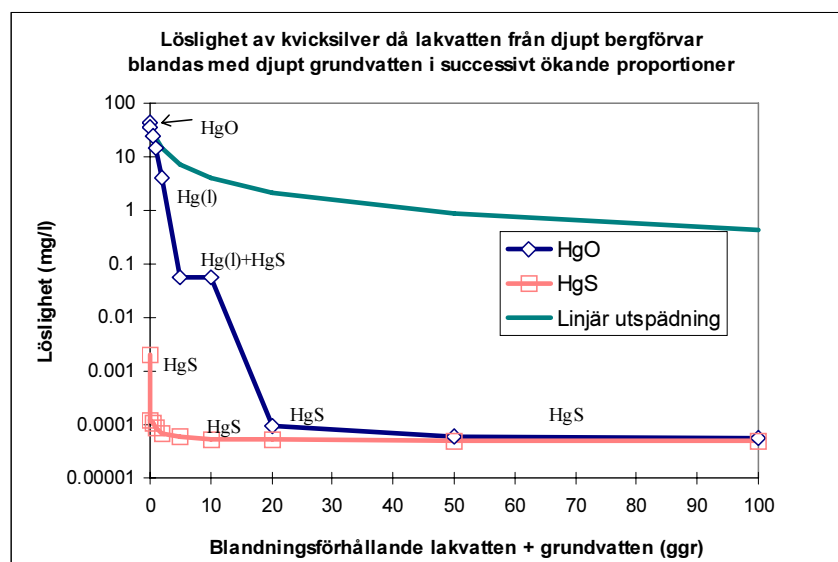
På lång sikt spelar retentionsprocesser ingen avgörande roll för kvicksilver. Kviksilver är ett grundämne och bryts därmed inte ner utan kommer att finnas kvar för all framtid. Eftersom mängden kvicksilver som avses deponeras i djupdeponin är stor kommer på riktigt lång sikt ett steady-state tillstånd att inträda där lika stor mängd kvicksilver frigörs från djupdeponins närzon som avleds till recipienterna. Denna stationära fas kan förväntas pågå under extremt lång tid, många tusen år.

Med en enkel betraktelse kommer det utsläpp som sker från djupdeponin att transporteras i konstant mängd genom sprickor i berggrunden till en större sprickzon och vidare till recipienten i samma mängd som frigörs. Ett sådant stationärt (oföränderligt tillstånd) brukar betecknas steady-state. Till följd av en viss utspädning av det djupare grundvattenflödet då det når ytligare delar av berggrunden kommer dock halterna i det lakvatten som når recipienten, exempelvis en brunn, att vara lägre än det lakvatten som frigörs från djupdeponin.

I en tidigare utredning inom ramen för Naturvårdverkets utredning av slutförvaring av kvicksilver genomfördes beräkningar av vad som händer då kvicksilver som lakas ut från ett djupförvar och

därefter successivt späds genom omblandning med djupt, salt grundvatten under transport i berget. Resultaten återges nedan och visar att kvicksilver tenderar att fastläggas genom utfällning av kvicksilversulfid i berggrunden.

Figur 9.3 Resultat från beräkningar av utspädningsförloppet då ett kvicksilverhaltigt lakvatten lämnar ett djupt bergförvar och successivt blandas med ett salt, djupt grundvatten. I figuren indikeras bildning av olika mineral under utspädningsförloppet. Från Höglund och Södergren, 1997a.



Kvicksilvret påverkas även av geokemiska omvandlingsprocesser under transporten från djup berggrund, via sprickor i berget, med en övergång till ytnära berggrund där inblandning sker av syresatt meteoriskt vatten och ökad mängd organiskt material i grundvatten. Det är dock väsentligt att påpeka att de mängder kvicksilver som uppskattats frigöras från djupdeponin är så låg att en detaljerad kännedom om de omvandlingsprocesser som sker nära markyta är av begränsad betydelse för säkerheten.

10 Utsläpp i recipient

10.1 Utsläpp under drift

Detta torde inskränka sig till vad som avgår med ventillationsluft (vilket kan hållas i schack genom filtrering om det skulle uppkomma behov av detta) samt via avledning av länsumpat vatten (här kan förutsättas att detta alltid kommer att ske en aktiv lakvattenrening. Reningen bedöms vara tekniskt relativt enkelt och kan ske genom kommersiellt tillgängliga standardfilterkassetter för aktivt kol som dopats med svavel. Detta innebär en kostnad som ska tas i beaktande under drifttiden. Vidare innebär detta att det är praktiskt möjligt att upprätthålla driften under väl kontrollerade förhållanden utan någon betydande kvicksilverbelastning på omgivningen under driftperioden.

10.2 Utsläpp på lång sikt efter förslutning

Under drifttiden hålls slutdeponin dränerad genom pumpning. Då slutdeponin tillslutits kommer grundvatten att strömma in och på sikt leda till helt vattenmättade förhållanden i deponerat avfall och bergmaterial. Den tid som krävs för återställning av den naturliga hydrauliska situationen i berget är inte helt trivial att uppskatta, en förenklad uppskattning kan dock göras. För en 3 km lång nedfartsramp som återfyllts med aska (askan antas finnas på plats då slutdeponin tillslutits, vidare antas att inget vatten binds av askan efter denna tidpunkt) med ett k-värde som är maximalt 10 gånger högre än bergets konduktivitet kan ge ett inflöde av grundvatten till slutdeponin av $10 \cdot 1,5 \cdot 10^{-8} \cdot 0,001 \cdot 3000 \cdot \pi \cdot 8,75 \cdot 3,15 \cdot 10^7 = 390 \text{ m}^3/\text{år}$. Om istället betraktas det något mer permeabla berget på mindre djup kan värdet vara några tiotal gånger högre, säg $5\,000 \text{ m}^3/\text{år}$ som högst. Om vi antar samma förhållande mellan vattenmängd och mängd aska i nerfartsrampen som i Eons bergrumslager för aska (cirka 35–40 procent vatten och 60–65 procent aska) så krävs cirka $65\,000 \text{ m}^3$ vatten i nerfartsrampen. Till detta kommer den mindre volym som krävs för att vattenmätta djupdeponin, antag att den erforderliga mängden vatten är cirka $5\,000 \text{ m}^3$. Tiden för återställning av de hydrauliska förhållandena i berget skulle då kräva minst cirka 15 år. Det kan vara rimligt att anta att den faktiska tiden för återställning kan vara några tiotal år från tillslutningen av djupdeponin. Under denna tid kommer utläckage av kvicksilver från

djupdeponin vara osannolik på grund av det inåtströmmande grundvattnet.

Efter det att slutdeponin har vattenfyllts finns förutsättning för att det ska ske ett utläckage av kvicksilver. Långsiktiga utsläpp med genomströmmande grundvatten (advektion) har beräknas för ett antal variationsfall och redovisas i kapitel 8. Frigörelsen av kvicksilver har skattats till mellan 10 och 2 300 mg/år beroende på avfallsmängd och hur djupförvaret utformas, se tabell 10.1. Till detta ska läggas den diffusiva transporten som skattats till i storleksordningen 30 mg/år.

Tabell 10.1 Sammanställning av skattat utläckage av kvicksilver

Spridningsprocess	Utsläpp (mg/år)
Advektiv transport	
Tunnel	10 – 400
Bergrum	30 – 2 300
Silo	30-40
Diffusiv transport	30

Inledande förenklade beräkningar visar endast obetydliga läckage via grundvatten av storleksordningen <1 g Hg/år. Endast för extrema antaganden kan utsläpp som väsentligt överstiger 1 g Hg/år beräknas.

10.3 Jämförelser med naturliga Hg-flöden

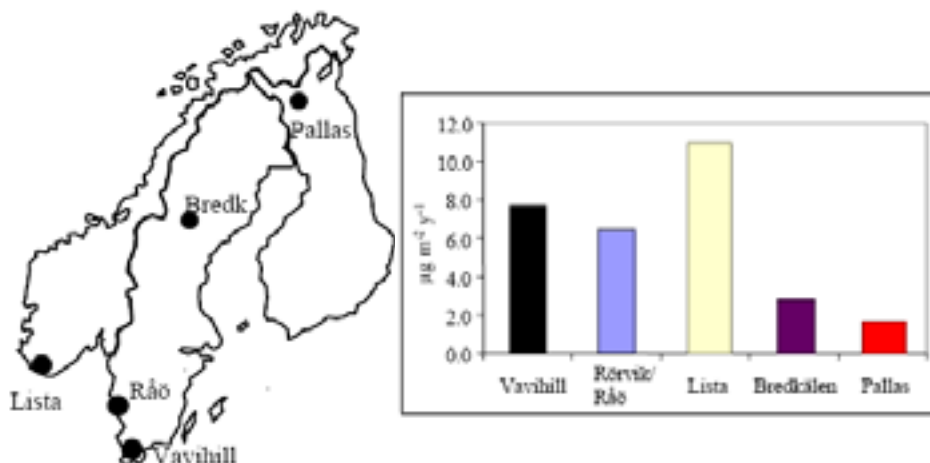
De beräknade långsiktiga utsläppen av kvicksilver från en djupdeponi är intressant att jämföra med den atmosfäriska deposition av kvicksilver som sker i dag. En Nordisk undersökning av Munthe m.fl. (2007) rapporterar undersökningar under perioden 1999 – 2002 där den totala atmosfäriska våtdepositionen av kvicksilver uppgår till mellan 3 och 8 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$ i Sverige. För de aktuella nederbördsmängderna vid respektive mätstation motsvarar detta mellan 6 och 11,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nederbördsvatten. För skogsbevuxna ytor har mätningar visat att ett betydande bidrag sker genom torr deposition av partikelbundet kvicksilver som filtreras av trädens bladverk/barr. Den totala depositionen av kvicksilver inom skogsmark kan därvid uppgå till cirka 5 gånger högre värden, dvs. totalt nära 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$. De uppmätta värdena för våtdepositionen överens-

stämmer väl med publicerade värden för 13 olika mätstationer i nordöstra Amerika.

De beräknade långsiktiga utsläppen av kvicksilver från ett djupförvar är av storleksordningen 1 g/år. Detta motsvarar den årliga våtdepositionen av kvicksilver från atmosfären över en yta av cirka 100 000–350 000 m². Detta motsvarar således mindre än 6 procent av den atmosfäriska depositionen som idag sker på Händelö (5,9 km²). Det totala utsläppet från djupdeponin motsvarar endast depositionen över en yta av 20 000–70 000 m² om även den maximala torrdepositionen inkluderas i jämförelsen.

Om vi istället betraktar den huvudsakliga recipienten som är den inre delen av Bråviken som har en vattenvolym av cirka 500 miljoner m³ så utgör tillskottet av kvicksilver från ett djupförvar en helt försumbar halt (<2 pg/l som årligt tillskott om det antas att inget vattenutbyte sker). På samma sätt som ovan motsvarar det totala utsläppet från djupförvaret den atmosfäriska våtdepositionen över mindre än 0,6% av inre Bråvikens vattenyta.

Figur 10.1 Genomsnittlig årlig våtdeposition av kvicksilver i Norden under perioden 1999–2002, modifierad efter Munthe m.fl. (2007)



Eftersökningar av vattenkemiska data för kvicksilverhalter eller kvicksilvertransport i Motala ström hos vattenvårdsförbundet visar att inga kvicksilveranalyser ingår i övervakningsprogrammet. Därmed kan inga beräkningar av dagens kvicksilverbelastning från Motala ström till Bråviken göras.

11 Sammanfattande säkerhetsbedömning

Olika förvaringskapacitet för djupdeponin har belyst med exempel, motsvarande en totalt deponerad volym av 2 000, 10 000 eller 100 000 m³ räknat som staplad kollivolym. Som ett belysande exempel har antagits att aska från Händelöverket utnyttjas som buffertmaterial och återfyllnad av förvarsutrymmen mellan avfalls-behållare och bergväggar, liksom för återfyllnad av nerfartsramp i berget. Andra fyllnadsmaterial är dock tänkbara.

En grov bedömning av kostnader för anläggningsarbete i berg för en djupdeponi visar att kostnaden för att driva en nerfartsramp (cirka 56–125 Mkr) är betydande, utformningen av deponiutrymmen i berget varierar beroende på djupdeponins kapacitet och utformning: cirka 1,5–3 Mkr för 2 000 m³, cirka 6–15 Mkr för 10 000 m³ och cirka 55–150 Mkr för 100 000 m³. Till detta kommer kostnader för övrig utrustning och driftkostnader.

Bergmassan på Händelö genomkorsas av större sprickzoner, men en bergplint med relativt tätt berg finns under och strax norr om Händelöverket där det placering av en djupdeponi skulle vara möjligt. Det ska understrykas att det inte finns några undersökningar av berget under cirka 80 m djup (befintliga tunnlar m.m.), varför de genomförda undersökningarna baseras på extrapolationer mot större djup i berget som är behäftade med osäkerheter.

Djupdeponin kan utformas som horisontella tunnlar, bergrum eller bergsilos. Deponering av avfallet kan ske genom att avfallet omges med olika typer av buffert- och återfyllnadsmaterial. Uppskattningar av vattengenomströmning djupdeponin har genomförts för olika tänkbara utformningar. Sammantaget visar utredningarna att anläggningen kan utformas så att endast obetydlig grundvatten-genomströmning sker genom djupdeponin.

En utgångspunkt för utredningen har varit att endast kvicksilver i en kemiskt och fysikaliskt stabil form ska tas emot för djupdeponering. Kviksilver i ren form förutsätts härvid stabiliseras som sulfid före djupdeponering. Detta medför en låg löslighet i grundvattenmiljö och möjliggör en god arbetsmiljö under djupdeponins drifttid.

Tidigare utredningar (Höglund och Södergren, 1997a och 1997b) pekar på att lösligheten av kvicksilver i den miljö som fås i djupförvaret blir mindre än 50 µg/l, och när kvicksilvret stabiliseras som sulfid väsentligt lägre. Om användning av aska som buffert i

djupdeponin övervägs bör man utreda utreda de kemiska förhållanden i slutförvaret ytterligare.

Olika spridningsprocesser för kvicksilver från djupdeponin har undersökts. Resultaten visar att endast mycket små mängder kvicksilver frigörs från en djupdeponi. Olika beräkningsfall visar att kvicksilverutsläppet begränsas till mindre än 1 g/år för realistiska förhållanden. Mycket extrema beräkningsantaganden måste göras för att väsentligt öka de beräknade utsläppen.

Bedömningar av påverkan på recipient har genomförts, vilket i exemplet utgörs av Motala ström/Lindö kanal och inre Bråviken. Genomförda beräkningar visar en helt försumbar påverkan på recipienten. Jämförelser har gjorts med den atmosfäriska depositionen av kvicksilver. Det beräknade utsläppet från en djupdeponi skulle motsvara den atmosfäriska depositionen på mindre än 6 procent av Händelös markyta. På samma sätt motsvarar utsläppet den atmosfäriska deposition som sker på mindre än 0,6 procent av inre Bråvikens yta.

Innan en djupdeponi för kvicksilveravfall byggs skall en säkerhetsanalys av den typ som beskrivs i bilaga A i rådets beslut om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier (EU, 2003). I en sådan säkerhetsanalys ingår bl.a. bedömningen av säkerheten mot utsläpp för ett antal scenarier för djupdeponins framtida utveckling, t.ex. inverkan av tektoniska förlopp, klimatpåverkan och mänskligt intrång.

Sammantaget visar utredningen att det finns goda tekniska, säkerhets- och miljömässiga möjligheter att utforma och finna en lämplig plats för en nationell djupdeponi på några hundra meters djup i svensk berggrund. Fortsatt arbete får finna en lämplig lokalisering.

Risker för olyckor vid byggnation och drift

Risker för olycksfall finns vid allt underjordsarbete och därmed behäftade transporter. SKB anger i rapport R-03-11 att typiska olyckor vid underjordsarbete uppkommer vid bergförstärkningsarbeten under byggnadstiden för ramp och bergrum, samt i samband med transporter under driftsskedet. Risker finns även för bränder, främst vid transporter i ramper. Dödsolyckor inträffar med en frekvens av ungefär 0,1–0,4 dödsfall per miljon arbetade

timmar under jord. Svåra bränder i fordon uppges inträffa med en frekvens av cirka $2,6 \cdot 10^{-7}$ per fordonstimme.

Om aska från Händelöverket utnyttjas för återfyllning av djupdeponi och nerfartsramp måste riskerna för vätgasbildning till följd av att askan kan ha ett visst innehåll av metalliskt aluminium beaktas. Vätgasutveckling kan utgöra en explosionsrisk under drift och samband med tillslutning. Eventuell vätgas som kan bildas under slutförvarsskedet bedöms däremot inte utgöra någon påtaglig risk, eventuellt bildad vätgas utgör ett mycket eftertraktat substrat för mikrober i berget varför vätgasen snabbt kan förbrukas som energikälla.

12 Referenser

- Allison J. D. och T. L. Allison (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste, US EPA Report 600/R-05/074.
- Avila R. och Bergström U. (2006): Metodology for calculation of doses to man and implementation in Pandora. R-06-68. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Beall G. W. and B. Allard (1977). Chemical factors controlling actinide sorption in the environment. Trans. American Nuclear Soc. Ann. Meeting, Vol 32, p 164.
- Bäckblom G. m fl. (2003): Utredning rörande tillträdesvägar till djupförvarets deponeringsområden - Schakt eller ramp?, SKB R-03-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Carslaw H. S. och Jaeger J. C. (1959): Conduction of heat in solids. New York, Oxford University Press.
- Eon (2006): Miljökonsekvensbeskrivning – tillståndsprövning av bergrum 1-6, Händelö, Norrköpings kommun, Almcrantz L. och Makdessi R., Eon Värme Sverige AB, Region Norrköping, 2006-11-23.
- EU (2003): RÅDETS BESLUT av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/E
- Höglund L. O., Birgersson L., Neretnieks I. och Allard B. (1994): A repository for mercury waste in deep rock – A feasibility

- study, Naturvårdsverket, Dnr 638-2639-91-Sa och Dnr 940-4983-96-Kr.
- Höglund, L. O. och Södergren S. (1997a): Löslighet och kemisk förbehandling av kvicksilver i slutförvar. Stockholm, Naturvårdsverket Rapport 4772.
- Höglund L. O. och Södergren S. (1997b): Slutförvarsprojektet: Löslighet och kemisk förbehandling av kvicksilver i slutförvar - Figurbilaga 2-19. Stockholm, Naturvårdsverket Dnr. 940-4983-96 Kr.
- Höglund L. O., Karlsson F. och Allard B. (1997): Geokemiska förhållanden i svensk berggrund. Stockholm, Naturvårdsverket Rapport 4773.
- Itasca (1984): Three - Dimensional groundwater flow patterns in the vicinity of a WP-cave: analysis and results, Itasca Consulting Group Inc.
- Ledin A., Pettersson C., Allard B. och Aastrup M. (1989): Water Air Soil Poll., p 419.
- Lindgren M., Pettersson M., Karlsson S. och Moreno L.(2001): Radionuclide release and dose from the SFR repository. R-01-18. Svensk Kärnbränslehantering AB
- Lst Östergötland (2005): Brunnsinventering I Östergötland län- utvärdering av grundvatten i jordbruksområden 2004-2005. Dnr: 502-14221-04. Länsstyrelsen Östergötland
- Lundgren T. (2006): E.ON. Miljökonsekvensbeskrivning. Tillståndsprövning av bergrum 1-6. Händelö. Norrköpings kommun. Bilaga 15: Grundvattnets strömning kring bergrum på Händelö när dessa fylls och har fyllts med aska från Händelöverket.
- Lyon B.F., Gilkinson M.R. och Marimpietri T.B. (1998): Application Of The Iem-2m Surface Water Model To Airborne Mercury Deposited From Hazardous Waste Combustors, US EPA.
- Moreno L och Neretnieks, I (1991): Fluid and solute transport in a network of channels, SKB TR 91-44, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, Sverige.
- Moreno L., Neretnieks I. och Gylling B. (1993): Modelling of flow and solute transport in a network of channels. International Conference on High Level Waste, Las Vegas.

- Munthe J., Wängberg I., Rognerud S., Fjeld E., Verta M., Porvari P. och Meili M. (2007): Mercury in Nordic ecosystem, Nordic Council of Ministers, IVL Report B1761.
- Naturvårdsverket (1997): Slutförvar för kvicksilverhaltigt avfall i Sverige – Huvudrapport, Rapport 4752, Naturvårdsverkets förslag. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999): Kust och hav. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918.
- Neretnieks I. (1979): Transport mechanism and rates of transport of radionuclides in the geosphere as related to the Swedish KBS-concept, Proc. Symp. Underground disposal of radioactive wastes, vol II, p 108, International Atomic Energy Agency
- Olsson H (2002): Kustzonsmodell för norra delarna av Östergötlands skärgård, Resultat för perioden 1985–2000. SMHI i samarbete med Länsstyrelsen i Östergötland, SMHI Dnr 2001/849/190.
- Puigdomènech I. (2002): MEDUSA - Make Equilibrium Diagrams Using Sophisticated Algorithms, Windows interface to MS-DOS versions of INPUT, SED, and PREDOM: Computer programs drawing equilibrium diagrams., Inorganic Chemistry, Royal Institute of Technology.
- SGU (1997): Beskrivning till kartan över grundvattnet i Östergötlands län samt tillhörande specialkartor. SGU Serie Ah nr 14. Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2007): Utredning på uppdrag av regeringen: Ett nytt delmål för enskild vattenförsörjning. Dnr 04-2138. 2007-03-27. Sveriges geologiska undersökning
- SMHI (1993): Vattenföring i Sverige. Del 3. Vattendrag till Egentliga Östersjön, Svenskt Vatten Arkiv. SMHI.
- SMHI (2007): Tabell 1. Tabell över havsområdenas area, volym, medeldjup, maxdjup, tillrinningsområdets area samt medeltillrinning, www.smhi.se, SMHI.
- SKB (1998): Översiktsstudie av Östergötlands län. Geologiska förutsättningar. R-98-26. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2005): Preliminary site description. Forsmark area – version 1.2. SKB Rapport R-05-18. Svensk Kärnbränslehantering AB

- SKB (2006): Preliminary site description. Laxemar subarea – version 1.2. SKB Rapport R-06-10. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2006): Hydrogeochemical evaluation. Preliminary site description Laxemar subarea – version 2.1, Svensk Kärnbränslehantering AB, R-06-70.
- Wollast R., Billen G., m fl. (1975): Behavior of Mercury in Natural Systems and Its Global Cycle. Ecological Toxicology Research. A. D. McIntyre and C. F. Mills. New york, Plenum: pp. 145-166.

Underbilaga

Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar för en djupdeponi för kvicksilver på Händelö, Norrköpings kommun

Tom Lundgren
Hifab AB Envipro Miljöteknik
Januari 2008

Innehåll

Sammanfattning	254
1 Bakgrund och uppdrag.....	254
2 Underlagsmaterial	256
3 Genomförande	257
4 Resultat och slutsatser.....	257
4.1 Regional geologi och hydrogeologi	257
4.2 Bergarbeten som utförts på Händelö	258
4.2.1 Översikt	258
4.2.2 Bergrum SPL.....	259
4.2.3 Ledningstunneln.....	259
4.2.4 Händelöverkets bergrum	261
4.2.5 Sötvattentunneln	261
4.3 Sammanfattning av strukturgeologiska observationer vid utsprängda anläggningar.....	262
4.4 Den nuvarande grundvattensituationen på Händelö.....	264
4.5 Den förväntade, framtida grundvattensituationen kring Händelöverkets bergdeponi.....	265

Sammanfattning

Ett flertal berganläggningar anlades på 70-talet inom den östra delen av Händelö i Norrköpings kommun. Då fanns det redan en anläggning för lagring av petroleumprodukter inom den nordöstra delen av ön. De tillkommande anläggningarna består av två tunnlar och en lageranläggning bestående av 9 bergrum som det ursprungligen lagrades olja i, men som nu konverterats för slutdeponering av aska från förbränning av träflis och avfall.

Geologiska kartläggningar av tunnarna visar att det förekommer en berggrundsenshet inom den norra delen av ön med låg vattenomsättning. Den är i nordost och sydväst omgiven av zoner med omvandlat berg som delvis är tätad med lera, delvis är vattenförande. Inom hela ön råder det låga grundvattenstånd utom i direkt anslutning till berganläggningarna som är dränerade genom pumpning. Dessa lokala avsänkningar kommer att utjämnas när pumpningen upphör i anläggningarna. Då uppkommer ovanligt små grundvattengradienter i berggrunden som säkerställer en låg vattenomsättning även där berggrunden är mindre tät. Den täta bergplinten på norra delen av ön upptar en markyta om cirka 500 m x 1 500 m. Inom denna plint förväntas det utströmmande vattenflödet från den framtida bergdeponin motsvara något eller några 100-tals m³ per år. Recipienten för det utströmmande grundvattnet från hela ön är Lindö Kanal, Motala Ström och Bråviken. Den senare får räknas som den egentliga recipienten.

1 Bakgrund och uppdrag

Enligt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) med kompletteringen den 1 augusti 2005 skall avfall som innehåller minst 0,1 viktprocent kvicksilver och som inte redan är slutligt deponerat i enlighet med tidigare regelverk senast den 1 januari 2015 bortskaffas genom djupt bergförvar. Regeringen har tillsatt en särskild utredare – Sten Bjurström – för att klarlägga hur dessa kvicksilverhaltiga avfall skall behandlas för att kunna deponeras i ett djupt bergförvar samt verka för att ett sådant säkert slutförvar kommer till stånd. I den senare uppgiften ingår att med exempel illustrera en väg att slutförvara kvicksilver och kvicksilverhaltiga avfall. Exemplet skall dock inte utgöra en tidig planering för att bygga en verklig anläggning.

När det gäller lokaliseringen av en nationell djupdeponi för kvicksilverhaltigt avfall preciserar inte det administrativa regelverket några krav eller kriterier, mer än att det skall ligga på flera hundra meters djup under markytan. De utredningar som legat till grund för lagen ger dock vissa anvisningar över vad man förväntar sig av en sådan berganläggning. Det mest grundläggande är att vattenomsättningen i förvaret skall vara liten – av storleksordningen 0,1–1,0 liter per m² genomskärningsyta och år när djupdeponin är färdigfylld, igenstängd och det naturliga berggrundvattenståndet har återhämtats. Syftet är att begränsa mängden förorenande ämnen som kan spridas med grundvattnet och på så sätt nå biosfären.

Vid utformningen av förvaret är det möjligt att med särskilda insatser fördela om det vatten som läcker in i djupdeponin och ordna så att det inte perkolerar igenom avfallet och bildar lakvatten. Sådana tekniska lösningar har emellertid sina begränsningar och frågor uppkommer alltid om hur beständiga de blir i ett långt tidsperspektiv. Dessa osäkerheter medför att en lokalisering är nödvändig av djupdeponin till en berggrund som naturligt har en liten vattenomsättning på de djup som är aktuella för ett sådant förvar.

På Händelö, strax norr om Norrköping, har E.on AB använt en bergrumsanläggning för deponering av den flygaska som uppkommer vid förbränningen av avfall vid kraftvärmeverket på Händelö. Anläggningen, som består av 9 bergrum, anlades ursprungligen för att lagra olja för kraftvärmeverket. I takt med att olja avvecklats vid verket har bergrummen avställt och snart är tre bergrum fyllda med aska. E.on AB söker för närvarande tillstånd av miljödomstolen att fylla även de resterande sex bergrummen med aska. Denna berganläggning, som sprängdes ut på 70-talet, ligger i en kompetent bergmassa med liten vattenomsättning.

Inläckaget till anläggningen är så liten att man inte behövt pumpa bort något vatten. Allt inläckande vatten binds nämligen efterhand i den deponerade askan som då härdar och bildar monolitiska enheter i vart och ett av bergrummen. Man räknar inte med att behöva leda bort något vatten från anläggningen förrän alla bergrummen är fyllda med aska. Därefter kommer grundvattennivån att inställa sig på en naturlig nivå och ett litet flöde av grundvatten kommer att strömma genom den härdade askan vars täthet är ungefär lika hög som det omgivande bergets. Detta, svagt kontaminerade vatten kommer att läcka ut i botten av Lindö kanal

vars sediment bedöms fastlägga de metaller och andra spårämnen som läcker ut från deponin.

Den låga vattenomsättningen i bergmassan kring bergrummen på Händelö är inte enbart en effekt av den lokala berggrundens generellt låga genomsläpplighet för vatten. Den beror även på de små tryckskillnader (hydrauliska gradienter) som där uppträder i grundvattnet och vilka betingas av den flacka topografin. Bergrummen har en bergtäckning på cirka 30 m och kan inte betraktas som djupa bergdeponier. På större djup minskar normalt bergets genomsläpplighet och kan enligt bl.a. SKB:s s.k. platsundersökningar på 300–400 m djup förväntas vara minst en tiopotens lägre än den är på 30–50 m djup. På detta djup är även de hydrauliska gradienter som driver grundvattnet ut mot Bråviken mindre än de är på 30–50 m djup. Med hänsyn till den lokala berggrundens gynnsamma hydrauliska egenskaper, de lokalt låga hydrauliska gradienterna, den robusta recipienten med relativt mäktiga skyddande sedimentbottnar och det gynnsamma läget från logistisk synpunkt, vill regeringens utredare av ett nationellt djupförvar utnyttja det aktuella fallet som ett illustrerande exempel på en möjlig väg att slutförvara kvicksilver och kvicksilverhaltigt avfall i en djupdeponi på cirka 400 m djup under markytan. Exemplet skall inte utgöra någon form av planering för en verklig sådan anläggning.

Hifab AB – Envipro Miljöteknik har på uppdrag av Kemakta Konsult AB sammanställt sådan kunskap om berggrunden som kan belysa möjligheterna att förlägga en djupdeponi i den aktuella berggrunden på Händelö. Denna rapport utgör redovisning för den del av uppdraget som utförts av Envipro Miljöteknik.

2 Underlagsmaterial

Följande underlag har beredvilligt ställts till vårt förfogande av E.on AB och har använts i denna rapport:

- (1) Granlund, N., Lundström, L., Rosén, R., Tenne, M. och Lind, C.G.(1976): "Utredning beträffande ledningstunnel Sylten-Händelö och befintliga anläggningar i berg på Händelö, Norrköping särskilt med hänsyn till grundvattensituationen". Hagconsult, Rapport till Norrköpings kommunala Affärsverk,

Händelö Oljelagringsförvaltning och Holmens Bruk AB, Uppdrag nr 2198, 1976-11-03

- (2) Lundgren, T. (2006): "Grundvattnets strömning kring berggrum på Händelö när dessa fylls och har fyllts med aska från Händelöverket", Hifab AB – Envipro Miljöteknik. Rapport till E.on AB, Norrköping, oktober 2006.
- (3) Almcrantz, L. (2006): "Miljökonsekvensbeskrivning – Tillståndsprövning av berggrum 1–6, Händelö, Norrköpings kommun" E.ON Värme Sverige AB, Region Norrköping. 2006-09-20.

3 Genomförande

Denna sammanställning av kunskapsläget beträffande berganläggningarna på Händelö har uteslutande genomförts med hjälp av officiellt kartmaterial och rapporter från tidigare redovisade utredningar.

4 Resultat och slutsatser

4.1 Regional geologi och hydrogeologi

Berggrunden på Händelö ingår i ett knappt 10 km brett bälte söder om Bråviken med gnejser av sedimentärt ursprung vilka sträcker sig från sjön Glan i öster till Möllestad på Vikbolandet. Hela detta bälte ligger i den låglänta terrängen söder om Bråvikenförkastningen som utgör en tydlig morfologisk gräns mellan Kolmårdens kraftigt brutna, skogbeklädda terräng med tydliga sprickdalar och de betydligt mer flacka jordbruksmarkerna kring Norrköping.

Att terrängen kring Norrköping är flack innebär inte att berggrunden där saknar kraftiga deformationszoner. Enligt det geohydrologiska kartbladet Östergötland (SGU, Ser. Ah14) förekommer sådana även söder om Bråviken. Slåtbaken och dalgången i dess förlängning är ett exempel på en sådan struktur med västnordvästlig utsträckning.

Av det officiella geohydrologiska kartbladet över Östergötlands län (SGU, ser. Ah 14) framgår att berggrunden på Händelö klassificeras som ett berg med små möjligheter att utvinna grundvatten. I själva verket finns enligt kartbladet inte något bergparti inom länet

med mindre möjligheter för utvinning av dricksvatten. De berggrundsområden som på dessa kartblad anges ha större potential för grundvattenuttag uppgår i Östergötland till storleksordningen flera 1 000-tals kvadratkilometer. För de två klasserna med högre potential anges uttagsmöjligheterna vara upp till 100 gånger högre än den är i berggrunden på Händelö. Dessa översiktliga bedömningar om den låga omsättningen av grundvatten i berggrunden på Händelö verifieras av de små inläckagen i Händelöverkets bergrum, se avsnitt 4.2.4.

4.2 Bergarbeten som utförts på Händelö

4.2.1 Översikt

Händelö är benämningen på det rektangulära landområde som ligger strax norr om Norrköpings tätort och som i nordväst och nordost begränsas av Bråviken, i sydost av Lindö Kanal samt i sydväst av Motala Ström. Området är relativt flackt och karaktäriseras i stort av jordbruksmark som avbryts av låglänta, skogbeklädda kullar. I den östra delen av ön har industrier etablerats, särskilt längs Lindö Kanal med Pampashamnen i det nordöstra hörnet av ön.

Under perioden 1969–1978 genomfördes stora bergarbeten på Händelö, se figur 1. Arbetena omfattade anläggningar av bergrum och tunnlar för olika syften och med olika beställare. Då fanns redan en äldre berganläggning för petroleumlagring (Svensk Petroleumlagring) på plats strax nordost om Händelöverket. Mellan tätorten (Sylten) och Händelöverket drevs 1969–1972 en tunnel för fjärrvärmeledningar. Den går under namnet ”Ledningstunneln”. De nio bergrummen i anslutning till Händelöverket sprängdes ut under perioden 1970–1976. Denna anläggning står i förbindelse med Ledningstunneln. Redan innan Händelöverkets oljelagringsrum sprängdes ut påbörjades (1974) utsprängningen av en lång tunnel tvärs över ön för att förse Holmens Bruk med sötvatten. Den går från Motala Ström till Malmölandet och passerar väster om Händelöverkets berganläggning, se figur 1.

4.2.2 Bergrum SPL

Anläggningen är belägen inom 300 m avstånd från Händelöverkets bergdeponi. Bergtäckningen är okänd men kan antas vara inom intervallet 20–50 m. Inläckaget av vatten uppges (1) vara cirka 17 m³ per dygn (dränerad anläggning). I tidigare utredningar har detta bedömts i viss mån påverka grundvattenbalansen inom den nordöstra delen av Händelöns berggrund (1). Några ytterligare uppgifter om bergets kvalitet eller vatteninläckning har inte påträffats.

4.2.3 Ledningstunneln

Ledningstunneln, som ligger på mellan 60 och 80 m djup under markytan, sprängdes ut 1970–1971, när Hagconsult kartlade de geologiska och bergtekniska förhållandena i tunneln. Det redovisas (1) att tunneln sprängdes ut i fasta bergarter av relativt god kvalitet med undantag av några mindre sprick- och krosszoner samt en cirka 75 m bred ”omvandlingszon nedanför tunnelspiralen” (längdmätning cirka 2/650). Endast mindre vattenläckage noterades på några enstaka platser i tunneln. Denna information motsägs av uppgiften (1) att man hösten 1972 i mätöverfall i denna tunnel uppmätte så stora läckage som 5,5 m³/h för ett delavsnitt – ett inflöde som uppges (1) ha varit konstant till åtminstone år 1976. Ökningen av vattenläckagen kartlades särskilt i en ny karteringsomgång och konstaterades då i stort sett utgöra samma läckagepunkter som vid utsprängningen men att sprickfyllningar med lera spolats ur och därför blivit mer öppna. Det inläckande grundvatt-net uppges (1) vara hårt och aggressivt.

Figur 1 Situationsplan över Händelön med markering av de tunnlar och bergrum som behandlas i denna rapport. 1 = SPL-bergrummen; 2 = Ledningstunneln; 3 = Händelöverkets bergrum; 4 = Sötvattentunneln. Underlagskarta: Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och SverigeBilden™.



Liksom vid övriga bergarbeten som utfördes på 70-talet, kartlades även de grundvattensänkningar som ägde rum ovan anläggningarna i samband med utsprängningen av dessa. Anledningen till dessa uppföljningar var risken för skadliga sättningar i lerområdena som en följd av att de blev dränerade av anläggningarna. Alla bedömningar, som ges i rapporter som funnits tillgängliga, har fokus på sänkning av grundvattennivån i jord. Få av de observationer som gjorts berör grundvattnet i berg. Längs den tunnelsträcka med det kraftigaste inläckaget (cirka 130 m³/dygn) uppkom en avsänkning av grundvattennivån från +0 eller +1 m till -1,5 och som mest -3,3 m. Detta var en mindre avsänkning än vad man bedömde skulle uppkomma vid detta stora vattenläckage och förklarades med att

tunneln går under Lindö Kanal som levererar merparten av det inläckande vattnet i tunneln.

4.2.4 Händelöverkets bergrum

Taken på E.on:s 9 konverterade bergrum ligger drygt 30 m under markytan. Rummens höjd är cirka 30 m, bredden cirka 20 m. Längden varierar mellan 165 och 270 m. Berggrunden i området beskrevs (1) som ”mycket tät” med små inläckande vattenflöden i relation till anläggningens utsprängda volym. I detta fall behölls de inledande, små inläckagevärdena även under drifttiden som oljelager, respektive askdeponi. Läckvatten pumpades 1976 enbart från bergrummen 6, 8 och 9, totalt cirka 25–30 m³ per dygn. I bergrum 4 och 7 var inläckaget för litet för att upprätthålla ett bäddvatten för oljelagret och fick pumpas in från övriga bergrum. År 1976 skedde inte någon netto-pumpning av vatten från anläggningen (3) och förmodligen inte heller så länge anläggningen användes för oljelagring. När anläggningen började användas för askdeponering pumpades allt det interna läckagevattnet till det rum som fylldes med aska för att vattenmätta denna och medverka i hårdningen av askan. En s.k. vattenbarriär, som skulle säkra att eventuellt överskott på lakvatten i askfyllda bergrum inte spreds till omgivningen skapades genom att man vattenfylldes det på olja tömda bergrummet intill det som askfylldes.

4.2.5 Sötvattentunneln

Utsprängningen av den 7 km långa tunnel som idag leder vatten till Holmens bruk påbörjades våren 1975 (1). Den har enligt (1) en förhållandevis liten tvärsnittsarea, 8 m² och ligger inom Händelö cirka 80–90 m under markytan. Den utgick ifrån den transporttunnel som använts för anläggningen av Händelöverkets bergrum. Man drev således sötvattentunneln på två fronter – mot Norrköping, respektive mot Malmön. Under utsprängningen fick man omfattande inläckage av grundvatten i tunneln och medföljande lokala sänkningar av grundvattennivån i jordlagren (3–4 m). Detta nödvändiggjorde injekteringsarbeten både från tunneln och från markytan. För att återställa grundvattennivåerna helt krävdes även särskilda infiltrationsanläggningar (brunnar) ovan tunneln. När

tunneln var utsprängd och togs i drift sattes den under ett vattentryck motsvarande nivån +10 m, vilket innebär att det idag snarare läcker ut vatten ur denna tunnel än att det läcker in grundvatten.

4.3 Sammanfattning av strukturgeologiska observationer vid utsprängda anläggningar

De spricktektoniska förhållandena har beskrivits i Hagconsults rapport från 1976 över en utredning om de aktuella berganläggningarnas påverkan på grundvattenförhållandena på Händelö (1). Av rapporten framgår att den geologiska struktur på Händelö som har den största betydelsen för berganläggningar och berggrundvattnet utgörs av en omvandlingszon som genomtvärs ön som en svagt böjd zon i nordväst-sydostlig riktning, se figur 2. Zonens läge överensstämmer med en regional nordväst-sydostlig, tektonisk zon på de berggrundsgeologiska kartbladen SGU, ser. Af 112 och Af 116. Den är endast cirka 60 meter bred i markytan och dess stupning är okänd. Förmodligen är den vertikal eller brantstående eftersom någon stupning inte noterats i de tunnlar där den kartlagts. Omvandlingen i zonen beskrivs som en klorit- och leromvandling av den gråa eller rödgråa slirgnejs som uppträder allmänt på ön. Gnejsen har en foliation (skiktplan) som stryker i ungefär ost-väst och stupar brant mot söder.

Berggrunden norr om den stora omvandlingszonen är i allmänhet tät med låga inläckagevärden, medan berggrunden söder om zonen karaktäriseras som "öppen" och med en högre frekvens med lerfyllda sprickor. I tunnarna har dessa lerfyllda sprickor ställvis blivit eroderade genom de kraftiga tryckgradienter som bildats på grund av tunnarnas dränerande effekt. Detta har kraftigt ökat inläckagen av vatten till tunnarna.

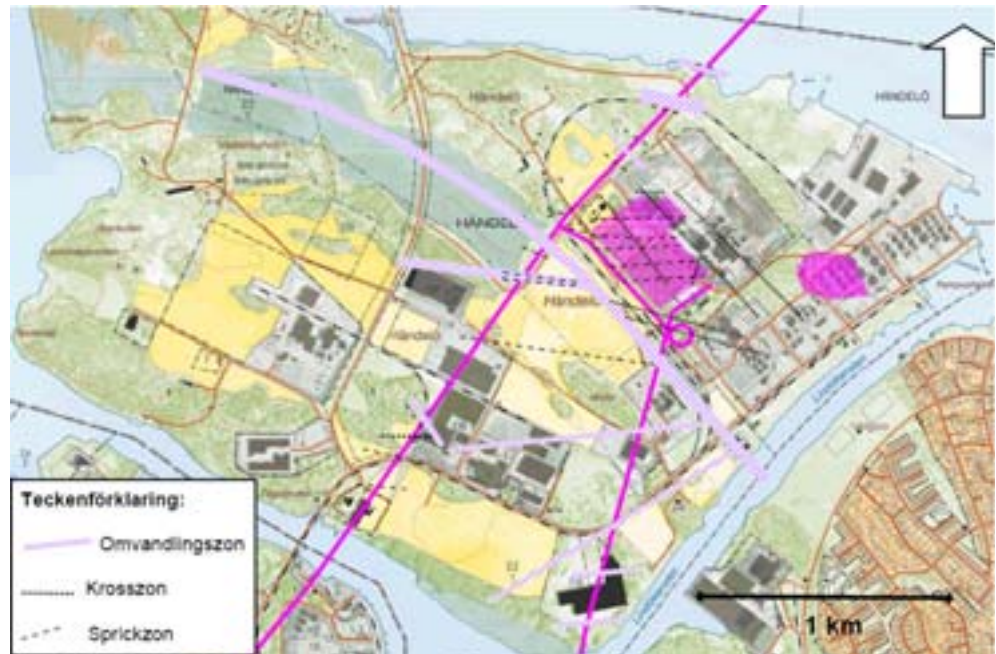
På den nordligaste delen av ön återkommer omvandlingszonerna, de små sprickzonerna och därmed vatteninläckagen i sötvattentunneln. Dessa zoner är markerade på översiktskartan i figur 2. Deras utbredning är okänd eftersom de inte givit upphov till några tydliga indikationer i de seismiska mätningar som utförts norr om berganläggningen. En kraftig, regional tektonisk zon är noterad en liten bit nordost om dessa indikationer längs den nordöstra stranden på Händelö vid Hanholmen på de berggrundsgeologiska kartbladen SGU, ser. Af112, Af 116 och Af 123.

Eftersom den är parallell med den zon som motsvarar omvandlingszonen sydväst om bergrummen, kan man utgå ifrån strykningen överensstämmer med den generella för de dominerande regionala, tektoniska zonerna – nordväst-sydost.

Berggrunden söder om den stora omvandlingszonen innehåller flera mindre omvandlingszoner och även ett antal mindre sprick- och krosszoner. Sådana zoner har kartlagts i anläggningarna när dessa sprängts ut liksom olika grader av inläckage av vatten (1). Deras bredd har på planritningarna i Hagconsults redovisning markerats till 2–3 m vilket i stort sett stämmer med motsvarande indikationer i de seismiska profiler som utförts på markytan och som redovisats på samma ritningar. I bergrummen har totalt tre sådana krosszoner och fem sprickzoner noterats enligt den sammanfattande redovisningen (1). Två av krosszonerna går tvärs rummen i nordväst-sydostlig riktning (70° stupning mot sydväst, respektive nordost). Den tredje i ost-väst (50–70° stupning mot syd) skär det sydligaste hörnet av anläggningen med en parallell zon 40 m söderut som tvärs ledningstunneln och dess ramp. Sprickzonerna stryker samtliga i ost-väst och stupar 60–70° mot söder.

Figur 2

Sammanställning av de viktigaste spricktektioniska strukturer som lokaliserats och tolkats vid de geologiska karteringar och geofysiska fältmätningar som utfördes före och under utsprängningen av berganläggningarna (markerade med magentafärgade linjer och ytor) på Händelö. Sammanställt av (1). Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och SverigeBild™.



4.4 Den nuvarande grundvattensituationen på Händelö

Inom åtminstone den östra delen av Händelö är grundvattensituationen påverkad av de berganläggningar som anlades där på 70-talet. Denna innebär att grundvattennivåerna i grovt sett fluktuerar kring havsytans nivå med något högre nivåer i de delar av den högre liggande terrängen som ligger nordväst om ledningstunneln. Vid Händelöverkets bergrum (och förmodligen även vid SPL-anläggningen) är grundvattennivån lokalt avsänkt kring de bergrum som inte fyllts med aska (bergum 1–6). På grund av bergmassans låga genomsläpplighet för vatten är denna avsänkning mycket lokal. I dess närmsta omgivning ligger grundvattennivån endast någon eller några meter över havsytans nivå. Vid höga vattenstånd i Motala

Ström och Bråviken kan grundvattennivån i detta delområde t.o.m. tidvis ligga lägre än den i ytvattensystemet.

4.5 Den förväntade, framtida grundvattensituationen kring Händelöverkets bergdeponi

När alla bergrum vid Händelöverket fyllts med aska, vilket beräknas ha skett omkring år 2025, kommer även den lokala, mindre avsänkning av grundvattenytan i denna bergmassa att återhämtas mot en nästan naturlig nivå. En fullständig återhämtning av grundvattennivån förväntas inte eftersom en stor del av den berörda bergmassan även i fortsättningen kommer att vara ”kortsluten” och delvis dränerad av de tunnlar, observationsbrunnar och bergrum som genomkorsar området.

Bergdeponin kan komma att bli försedd med en s.k. hydrauliskt avledning via ledningstunneln som pumpas. Därigenom kommer allt framtida lakvatten som bildas av grundvattnet som perkolerar genom den härdade askkroppen att samlas upp i ledningstunneln varifrån den pumpas ut så att vattnet måste passera sedimenten i Lindö Kanal innan de avrinner till Bråviken. Man får då en god möjlighet att kontrollera detta vatten och man undviker att det lokala grundvattnet påverkas.

I ett långt tidsperspektiv måste man utgå från att även ledningstunneln från Händelöverket till Norrköpings centrum kommer att tas ur drift och inte längre pumpas. Det kommer i så fall att innebära att grundvattennivån kring denna tunnel kommer att ligga obetydligt över havsnivån (2). Eftersom berggrunden omkring bergrumsanläggningen är tät bedöms detta inte att påverka den lokala grundvattennivån kring berganläggningen mer än marginellt. Den hydrauliska avledningen via tunneln måste då ske via en direktväg till Lindö Kanal (ingen pumpning).

Även efter det att bergrummen är fyllda med aska och de lokala grundvattennivåerna kring bergdeponin har återhämtats, bedöms grundvattendelaren strax norr om deponin ligga kvar (2). Grundvattnets strömningsriktning bedöms då och också fortsättningsvis vara riktad mot sydost och Lindö Kanal. I det fall att sötvattentunneln inte längre är trycksatt kommer dock sannolikt grundvattenströmningen att bli mer sydlig med utströmning i Motala Ström. Om sötvattentunneln i framtiden dräneras finns en risk att

åtminstone en del av lakvattnet från bergdeponin dräneras via denna pumpning.

Under alla förhållanden bedöms omsättningen av vatten genom de askfyllda bergrummen att bli liten. Det beräknas att något eller några 100-tals m³ grundvatten årligen kommer att strömma i genom den bergmassa som deponin upptar. Detta vattenflöde, som är påverkat av förorenande ämnen, är litet i förhållande till den allmänna omsättningen av vatten i recipienten. Det genomsnittliga årsflödet av vatten i Motala Ström uppgår till cirka 3 miljarder m³ (Motala Ströms Vattenvårdsförbunds årsrapport 2003, medelvärde för åren 1994–2003). Allt utströmmande grundvatten från bergdeponin bedöms passera sedimenten i Lindö Kanal, vilka utgör en naturlig geologisk barriär mot vidare spridning till Bråviken (2 och 3).

Utredning av möjligheter att slutförvara kvicksilveravfall i geologiskt djupförvar

Professor Roland Pusch
Geodevelopment AB

Innehåll

1	Allmänt	269
2	Trender och förväntningar	270
3	Potential för djupförvar – översikt över möjligheter	270
3.1	Bergrum	270
3.2	Gruvor.....	271
3.3	Förutsättningar för utnyttjande av djupa gruvor som slutförvar av toxiska produkter	272
3.2.1	Bergtyper	272
3.2.2	Möjligheter och begränsningar.....	273
3.2.3	Speciella önskemål.....	274
4	Ingenjörssbarriärer	278
4.1	Behov och funktion.....	278
4.2	Förutsättningar och villkor för barriärernas funktion	279
4.3	Barriärtyper.....	281
4.3.1	”Buffert” – konventionell metodik	281
4.3.2	”Buffert” – alternativ metodik.....	292
4.3.3	”Pluggar”	293

5	Ett praktiskt exempel på hur ett slutförvar för batterier eller solidifierat avfall kan fungera.....	295
5.1	Val av gruva.....	295
5.2	Strukturell, geohydraulisk och bergmekanisk modell.....	296
5.2.1	Bergstruktur.....	296
5.2.2	Deponeringsrum.....	299
5.2.3	Geohydrauliska förhållanden.....	300
5.2.4	Bergmekaniska förhållanden.....	300
5.3	Buffert.....	300
5.3.1	Beräkningsförutsättningar och beräkningssteg.....	300
5.3.2	Bevättningsförloppet.....	301
5.3.3	Identifiering av toxisk referenskomponent ...	303
5.3.4	Migration i bufferten av referenskomponenten.....	305
5.4	Funktionsanalys.....	309
5.4.1	Konceptuell modell.....	309
5.4.2	Bergmekanisk analys – stabilitet hos orter och rum.....	310
5.4.3	Geohydrologisk analys.....	312
5.4.4	Spridningsanalys för exemplet Stripa gruva i kristallint berg.....	316
6	Riskaspekter	319
7	Slutsatser	323
8	Referenser	325

1 Allmänt

Frågan om hur man kan lösa problemet med slutförvaring av toxiska ämnen är internationell och utredningsinsatser har gjorts av enskilda stater och i form av EU-projekt. Ett av EU-projekten har belyst möjligheterna till sådan förvaring och resulterat i konkreta förslag till hur kvicksilveravfall och pesticider kan isoleras i geologiska djupförvar, speciellt gruvor, på ett tillförlitligt sätt för måttlig kostnad. Detta projekt, "Low Risk Deposition Technology" (LRDT), Contract No EVG1-CT-2000-00020, genomfördes under perioden 2000 till 2004 med Roland Pusch som koordinator och part med särskilt ansvar för bergstabilitets- och geohydrologiska frågor och för ingenjörbarriärer, speciellt lermaterial. En liknande funktion finns också genom engagemang i SKBs arbete med utveckling av lerbarriärer ("bentonit") för isolering av såväl lågaktivt som högaktivt radioaktivt avfall. Det har under decennier inneburit genomförande av laboratorie- och fältförsök med sådana barriärer som lett till design och byggande av förvaret i Forsmark för låg- och medelaktivt avfall och till dagens koncept KBS-3V för högaktivt avfall. Det har tillika inneburit ansvar för utformningen av det litauiska konceptet för slutförvaring av låg- och medelaktivt avfall där kravet på kostnadsminimering med bibehållande av säkerhetsmarginaler varit i fokus.

I alla dessa projekt, som resulterat i ett flertal omfångsrika SKB-rapporter och internationellt lanserade böcker [1,2,3,4] och genomförande av ett antal internationella workshops, har svällande lermaterial undersökts och föreslagits för isolering av farligt avfall och värderats när det gäller funktion, beständighet, applicerbarhet och kostnad. Sådana material föreslås bli använda också i de sammanhang som denna utredning avser och de här föreslagna förfarandena kan, på basis av det samlade kunnandet också med avseende på samverkan med berg, sägas representera optimum från funktions- och kostnadssynpunkt. Dock är förenkling och förbilligande av de beskrivna metoderna väl tänkbara beroende på den geologiska miljön.

2 Trender och förväntningar

EU har etablerat ett hierarkiskt koncept för avfallshantering som innebär att man i första hand eftersträvar minimering av produktion av farliga restprodukter och i andra hand har recycling som option. Det tar tid att driva utvecklingen dithän och stora mängder farligt avfall mellanlagras idag i hela västvärlden i avvaktan på en tillämplig teknisk lösning och dess finansiering. I många länder är problemet att solidifiering av flytande eller vätskehaltigt avfall bör eller måste ske för vilket fysikalisk/kemiska metoder kan nyttjas men de är dyrbara och omständliga och det gör att t.ex. pesticider tills vidare förvaras i stora lager med otillräckliga skyddsbarriärer t.ex. i Baltikum. Samma sak gäller tungmetallrikt avfall till vilka restprodukter från elektriska och elektroniska utrustningar hör (EU:s kategori "WEEE"). Hit hör också kvicksilveravfall och just de två kategorierna "batterier" och "pesticider" valdes som referensavfall i det nämnda EU-projektet "Low Risk Deposition Technology", som planeras få en fortsättning i form av nytt ett 3-årigt EU-projekt med inriktning mot riskanalys ("Development of an Integrated Tool for the Identification of Potentially Contaminated Sites, and Preparation of Monetary-based Risk Priority Lists to Draw-up National Remediation Strategies) med start 2007. I föreliggande utredningsarbete tjänar de vunna erfarenheterna beträffande slutförvaring av dessa restprodukter, särskilt batteriavfall, utmärkt väl. De beskrivna teknikerna kan utnyttjas direkt efter anpassning till svenska förhållanden.

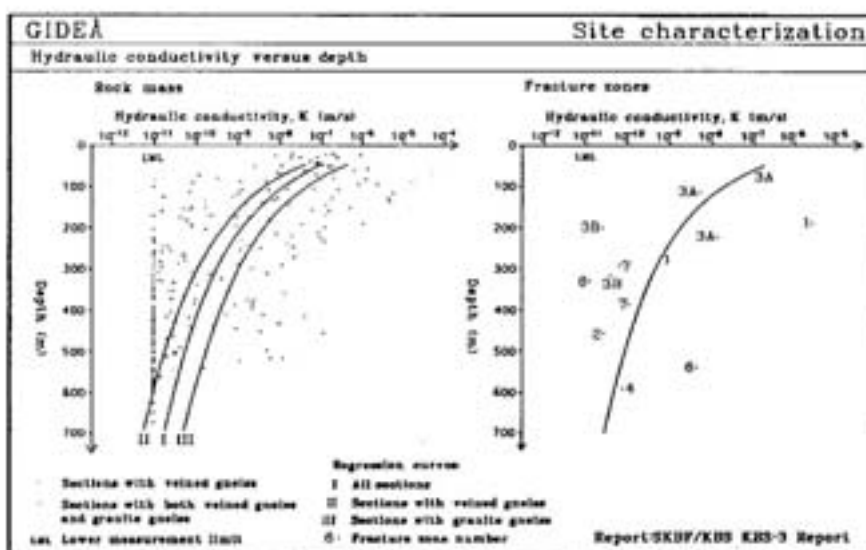
3 Potential för djupförvar – översikt över möjligheter

3.1 Bergrum

Djupt belägna rum har skapats för försvaret, främst Fortifikationsverket och Flygvapnet, och för lagring av olja i beredskapslager och de kan efter sanering tänkas bli använda för slutförvaring av kvicksilveravfall och pesticider. Ett antal sådana rum kan sannolikt bli tillgängliga och de erbjuder genom utförd bergtätning mot inträngande grundvatten en förutsättning för långsam lösning och migrering av frigjorda tungmetalljoner som frigörs från avfallet. Om konvertering till slutförvar sker i direkt anslutning till utvecklingen från nuvarande verksamhet råder också det gynnsamma för-

hållandet att pumpar, elförsörjning och ventilation fungerar. En brist vid utnyttjande av sådana rum är att de är belägna på relativt ringa djup under markytan och det innebär mindre god isolering av avfallet från biosfären än vid deponering på större djup. Den bristen kan delvis eller helt uppvägas av ökade dimensioner hos de ingenjörbarriärer som under alla omständigheter krävs men kostnaderna blir då högre. En illustration till betydelsen av djupläget hos ett slutförvar ges av Figur 1 som visar exempel på uppmätt genomsläpplighet för vatten (hydraulisk konduktivitet) hos en bergmassa. De tre kurvorna i vänstra diagrammet visar beroendet av bergtyp. Det högra diagrammet visar konduktiviteten hos sprickzoner i området. Man finner bl.a. att berget i medeltal är 100 gånger mer genomsläppligt på 100 m djup än på 500 m djup.

Figur 1 Exempel på utvärdering av hydrauliska konduktiviteten hos kristallint berg (SKB) [1]



3.2 Gruvor

Incitamentet till EU-projektet "Low Risk Deposition Technology" [5] var att djupa gruvor är omgivna av tätare berg än ytligare förvar och att de borde lämpa sig bättre än mer ytligt belägna bergrum eftersom den viktigaste transporten av frigjorda oönskade element från deponerat avfall sker genom vattenströmning i bergmassan.

Ett annat skäl för deponering i utbrutna gruvor är att kvarvarande berg är impregnerat med ämnen från malmkropparna och om dessa innehåller samma eller liknande element som finns i avfallet blir den drivande kraften för frigörelse och transport av dessa liten därför att koncentrationsgradienten (skillnaden i joninnehåll över ett givet avstånd) är låg. Intresset för att finna lämpliga gruvor för slutförvaring av farligt avfall bör därför bli inriktat mot djupa gruvor i berggrund med lämpliga geokemiska förhållanden. Det finns också andra villkor, t.ex. att kvarvarande malmkroppar inte kan få exploateras, att det kan finnas krav på omfattande stabiliseringsåtgärder, samt att kostnaderna för länsupumpning av orter och utbrutna rum inte får bli orimligt höga.

3.3 Förutsättningar för utnyttjande av djupa gruvor som slutförvar av toxiska produkter

3.2.1 Bergtyper

Djupförvar erbjuder mycket goda möjligheter till effektiv isolering av toxiska restprodukter. Huvudargumentet är att transporten av farliga element som kan frigöras från avfallsmassan via strömmande grundvatten är mycket långsam. I länder där tillräckligt mäktiga saltlager eller saltdomer förekommer, som i Nordtyskland och Danmark, anses goda förutsättningar råda för effektiv isolering av sådant avfall eftersom sådana bildningar i huvudsak inte innehåller fritt vatten. Goda förutsättningar bedöms också finnas i länder med mäktiga, homogena lager lersediment, t.ex. lersten ("argillaceous rock"). Det finns dock trots allt problem med slutförvaring i sådana geologiska bildningar, som att gas som kan bildas av avfallet i salt inte kan avgå utan bygger upp mycket höga tryck som kan spränga saltberget. När det gäller deponering i rum i lerigt berg innebär den avsevärda uppluckringen och höga genomsläppligheten av berget närmast rummen, som för övrigt inte är långtidsstabila om berget innehåller svällande lermineral, att isoleringen av avfall kan bli dålig.

Den största nackdelen med förvar i gruvor i kristallint berg är att bergmassan i stort är mycket mer genomsläpplig än salt och lersediment men den kompenseras av att berget i princip har mycket god stabilitet. Användning av nedlagda gruvor i Sverige som slutförvar av toxiskt avfall är intressant från kostnadssyn-

punkt, främst därför att utbrutna, stabila rum ju redan finns tillgängliga. En avgörande fråga rörande kostnader har med infrastrukturen att göra, dvs. om gruvan har fungerande system för länspumpning, elförsörjning, hisstransport, ventilation och transport under jord. Sådana installationer finns i gruvor som är i drift men på väg att stängas medan gruvor som stängts och vattenfyllets kan kräva höga kostnader för iordningställande. De förstnämnda erbjuder slutförvarsfunktion till låg kostnad när det gäller tillgång till rum för inplacering av avfallet men den höga genomsläppligheten hos bergmassan gör att man måste använda ingenjörssbarriärer för isolering av avfallet. Behovet och kostnaderna härför är i fokus i detta dokument.

3.2.2 Möjligheter och begränsningar

Följande krav kan ställas på en till djupförvar av toxiskt avfall konverterad gruva:

- Toxiska element frigjorda från avfallsmassan får inte kontaminera omgivande berg så att halterna av elementen i grundvattnet blir högre än som stipuleras av tillståndsgivande myndigheter.
- Transport av avfall till deponeringsrummen måste ske utan risk för kontaminering av förvarsområdet.
- Isolering av avfallet måste fungera under minst tiden fram till nästa glaciation, uppskattningsvis 10 000 år.

Följande förhållanden ger förutsättningar för kostnadseffektiv slutförvaring i en gruva:

- Gruvan bör vara så belägen att de regionala vattentryckförhållandena ger låg grundvattenströmning genom berget.
- Bergmassan där gruvan är belägen bör inte genomskäras av stora sprickzoner med hög vattentransportkapacitet.
- Rum i gruvan som är avsedda för inplacering av avfall bör ha god mekanisk stabilitet och inte kräva omfattande stabiliseringsåtgärder. Det innebär att brytningsmetoden vid malmexploateringen spelar roll vid val av gruva och rum i gruvan.
- Gruvan bör helst ha endast schakt, dvs. ingen ramp, eftersom förslutningen då blir snabbare, lättare och mindre kostnadskrävande.

- Gruvan bör helst ha fungerande system för länsumpning, elför-sörjning, hisstransport, ventilation och körbara vägar eller spår för vagnar under jord

De förstnämnda tre förutsättningarna är viktigast från funktions-synpunkt och behandlas mer ingående i detta dokument. Det sist-nämnda diskuteras inte vidare.

3.2.3 Speciella önskemål

Från utnyttjandesynpunkt är följande frågor särskilt viktiga:

- Storleken och stabiliteten hos orter och rum för härbärgering av avfallsmaterialet.
- Malmförekomst.
- Bergstruktur och geohydrologi.
- Behandling av avfall.

Storlek och form

I LowRiskDT-projektet drogs slutsatsen att cirka 5 000 m³ är en minsta volym av tillgängligt deoneringsutrymme i en gruva eller utnyttjningsbar gruva. Rum med 5–30 m höjd och bredd en längd av mer än 100 m är fördelaktiga från nyttjandesynpunkt men kan innebära behov av omfattande stabilisering. Geometrin bör vara lämplig för inplacering och inbäddning av avfallskollin, dvs. utrym-mena för inplacering av avfallet bör inte vara för små eftersom det försvårar hanteringen och gör inbäddningen av avfallet dyr. Häst-skoform hos tvärsnittet av rummen är gynnsam från stabilitets-synpunkt.

Malmförekomst

Framtida förbättrade brytnings- och utvinningsmetoder eller stigande världshandelspriser kan ändra detta och göra gruvan intressant igen för brytning. Man måste därför helt naturligt jämföra möjliga framtida intäkter från malmbrytning med den ersättning som disposition av gruvan för deponering av toxiskt avfall kan ge.

Bergstruktur och geohydrologi

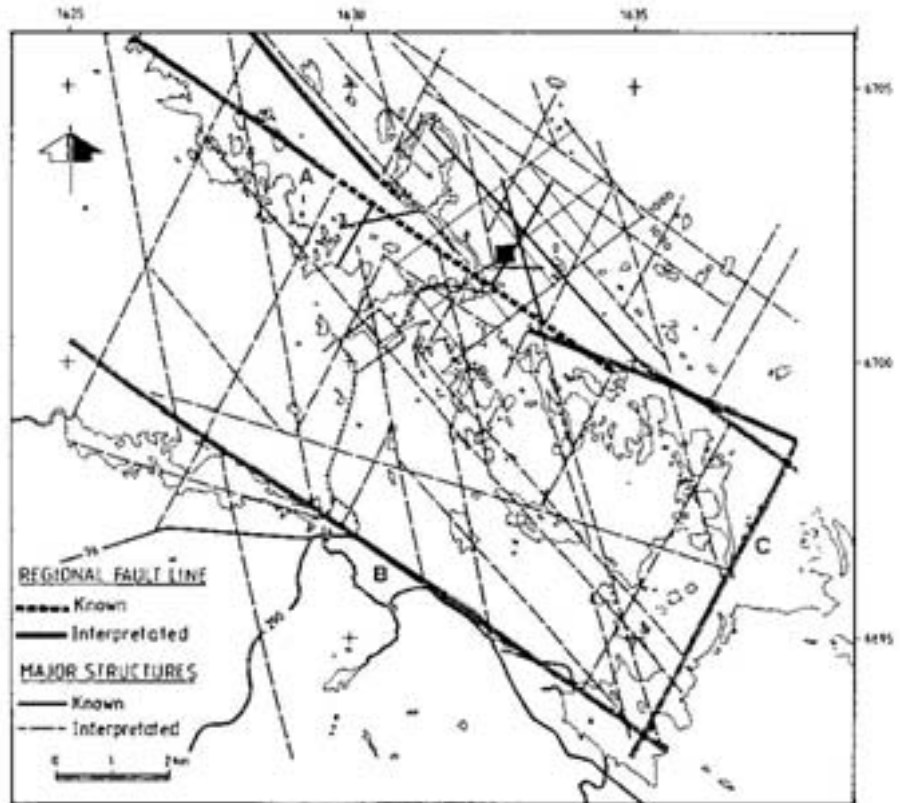
Berggrundens strukturella uppbyggnad är avgörande för grundvattenomsättningen och därmed för spridningen av toxiska element som kan frigöras från avfallet. Som ledning för att bedöma hur grundvattenströmning sker i en bergmassa där en gruva är belägen kan man använda kategoriseringsschemat i Tabell 1.

Tabell 1 Kategoriseringsschema för berg med diskontinuiteter [1,2]

Geometri				Karaktäristiska egenskaper		
Diskontinuitet, ordningar	Längd, meter	Inbördes avstånd, meter	Bredd, meter	Transmissivitet, m ² /s	Hydraulisk konduktivitet, m/s	Lerzoner Tjockl. m
Låg ordningsgrad (egenskaperna gäller resp. diskontinuitet, som utgör "sprickzoner")						
1:a	>Tiotals kilometer	Flera kilometer	Hundratals meter	E-5 till E-2	E-7 till E-5	Meter
2:a	Flera kilometer	Hundratals meter	Tiotals meter	E-7 till E-4	E-8 till E-6	Decimeter
3:e	Hundratals meter	Tiotals meter	Meter	E-9 till E-6	E-9 till E-7	Centimeter
Hög ordningsgrad (egenskaperna gäller berg utan diskontinuiteter av lägre ordning än den aktuella)						
4:e	Tiotals meter	Meter	-	-	E-11 till E-9	-
5:e	Meter	Decimeter	-	-	E-12 till E-10	-
6:e	Decimeter	Centimeter	-	-	E-13 till E-11	-
7:e	<decimeter	Millimeter	-	-	<E-13	-

Sprickzoner är orsakade av kritiskt höga spänningar i jordskorpan i olika skeden av jordens historia och de antas ha utvecklats successivt i samband med ändringar i de storskaliga spänningsfälten. I Skandinavien är den vanligaste orienteringen hos 1:a och 2:a ordningarnas diskontinuiteter NV/SO, NO/SV samt mer eller mindre horisontell, men avvikelser finns som kan bero på att spänningsfälten vridits under de senaste årmiljarderna. Figur 2 visar ett typiskt mönster från norra Uppland (Forsmarkområdet). I Skandinavien och andra områden där glaciation ägt rum kan man få en bra bild av förekomsten av sprickzoner i berget genom topografiska former hos berg och sediment. Sålunda rensade framryckande glaciärer ur de mekaniskt svaga sprickzonerna och skapade markerade dalgångar som i det aktuella området är indikationer på förekomst av sådana svagheter av 1:a, 2:a och 3:e ordningarna.

Figur 2 Exempel på orienteringen hos i huvudsak brantstående diskontinuiteter i Forsmarkområdet, norra Uppland. Tre riktningar dominerar: NV/SO, NNV/SSO och NO/SV. Grova streckade linjer är regionala sprickzoner av huvudsakligen 1:a ordningen och heldragna grova linjer är tolkade svagheter av dessa slag. Finare linjer markerar diskontinuiteter av främst 2:a ordningen (SKB) [1].

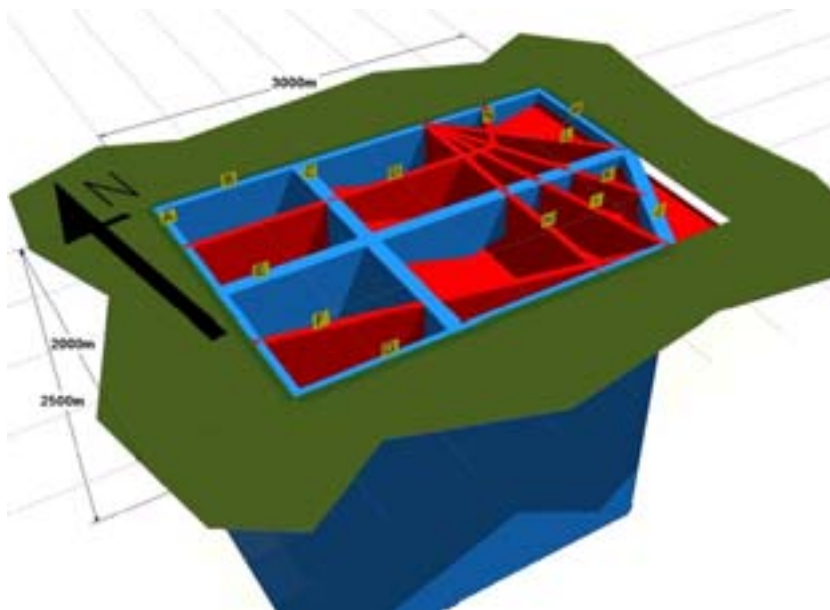


Figur 2 är exempel på att stora zoner ofta bildar ett relativt regelbundet mönster men där svenska gruvor i urberget är belägna kan det finnas stora oregelbundenheter t ex där metallmalmer finns i dombildningar. Här kan större strukturer svänga och vinda men vanligtvis kan man ändå identifiera storstrukturella drag. De omfattande prospekteringsborrningar och geofysiska mätningar som gjorts under de senaste hundra åren i samband med malmletning kan ge gott underlag för härledning av strukturmodeller som kan användas för beräkning av grundvattenflöden och därmed sprid-

ningen av toxiska element som kan frigöras från slutförvar. En fråga av betydelse i sammanhanget är om omfattande lervittring ägt rum eftersom den innebär att täta zoner finns i berget och kan medverka till att minimera spridning av toxiska element.

En strukturmodell som illustrerar hur den strukturella uppbyggnaden hos granitisk berggrund kan se ut i tre dimensioner finns i Figur 3. Den visar hur förutsättningarna kan vara för att passa in ett förvar för högaktivt radioaktivt avfall i en komplex bergmassa; systemen av förvarstunnlar måste ligga mellan de med blått markerade stora sprickzonerna men kan få genomskäras av mindre sprickzoner markerade med rött. I en gruva råder motsvarande förhållanden, här svarar de stora svagheter mot utbrutna rum och naturliga sprickzoner. De rum som är belägna mellan sådana zoner och på stort avstånd från dem är naturligtvis lämpligast för avfallsdeponering.

Figur 3 Förenklad och generaliserad modell av Laxemarberget. Volymen är $3\,000 \times 2\,000 \times 2\,500 \text{ m}^3$. Den gröna ytan representerar markytan och de blå skivorna svagheter bedömda som tillhörande 2:a ordningen med 100 m bredd. De röda svarar mot svagheter bedömda som tillhörande 2:a och 3:e ordningarna med 50 m bredd.



Behandling av avfall

Medan radioaktivt avfall måste inkapslas i täta behållare som inte får korrodera förrän efter mycket lång tid (>100 000 år) är det för toxiskt kemiskt avfall angeläget att från kostnadssynpunkt minimera eller slippa inneslutning i behållare men likväl åstadkomma effektiv isolering av avfallet från biosfären. Är det fråga om fast avfall, såsom kvicksilverbatterier, kan det ske genom inbäddning i lermaterial, som dels har mycket låg vattengenomsläpplighet och dels plastisk konsistens med självläkningsförmåga. För avfall i vätskeform måste solidifiering göras och det visar sig, när det gäller pesticider, vara möjligt genom blandning med lämpliga lermaterial. Det bör påpekas att användning av behållare av metall, såsom järn, i själva verket kan skapa betydande problem, t.ex. genom bildning av vätgas och knallgas, som under högt tryck skapar kanaler i lerbarriären på sin väg mot markytan.

4 Ingenjörskarriärer

4.1 Behov och funktion

Vid slutförvaring av toxiskt avfall i berg erfordras, för minimering av utsläpp av toxiska element, att avfallet bäddas in i en barriärsubstans med mycket låg genomsläpplighet och med förmåga att bibehålla sin volym så att den inbäddade avfallsmassan utvecklar och bibehåller tät kontakt med berget. Denna barriär kan betecknas som "buffert" därför att den dels fungerar som spärr för uttransport av toxiska element och intransport av ämnen från grundvattnet som kan påverka avfallet, dels har en mekanisk funktion som består i att hålla avfallet på plats. Förutom denna buffert fordras byggande av barriärer vid de öppningar mot markytan som finns vid påslagen, dvs. där orter och ramper når till denna nivå. En sådan barriär kan betecknas som "förslutning". Dessutom kan det vara behov av lokala avstängningar av orter och rum som inte utnyttjas för avfallsdeponering men som kräver återfyllning för att hindra betydande ras eller kollaps som kan äventyra stabiliteten hos avfallsfyllda rum eller ändra grundvattenströmningen i hela bergmassan. Sådana utrymmen kan återfyllas med restmaterial från gruvdriften, t ex skrotsten eller finare material från anrikning som kan anbringas med rationella metoder såsom "hydraulic-fill"-

teknik, men måste isoleras från de avfallsfyllda rummen på grund av återfyllningens höga genomsläpplighet.

Liksom när det gäller radioaktivt avfall måste man avgöra om det finns skäl att möjliggöra återvinning ("retrievability") om det i framtiden skulle visa sig att det finns ett värde hos det deponerade avfallet eller om det skulle visa sig att isoleringen inte skulle vara tillfyllest, t.ex. därför att medicinska gränsvärden ändrats eller att mätvärden från eventuell instrumentering i gruvans omgivning visar högre värden än som predikterats. Risken för det sistnämnda kan bli praktiskt taget eliminerad genom lämplig design och utnyttjande av kvalificerad byggteknik som har sitt ursprung i det internationella arbetet med utveckling av metoder för isolering av högaktivt radioaktivt avfall.

Man kan sammanfatta behovet av ingenjörssbarriärer på följande sätt:

- Inbäddning erfordras av fast eller solidifierat kvicksilveravfall i lermaterial med mycket låg genomsläpplighet och låg jontransportkapacitet och med förmåga att expandera för att fylla ut deponeringsrummen och för att självläka vid eventuella förskjutningar i bergmassan. Materialet benämns "buffert" och har både fysikalisk/kemisk och mekanisk funktion.
- Återfyllning av andra utrymmen i gruvan med bergmaterial erfordras för att hindra kollaps och omfattande rörelser i gruvförvaret. Med den terminologi som används i kärnkraftsammanhang benämns materialet "backfill".
- Byggande av täta och mekaniskt stabila pluggar måste göras för isolering av avfallsfyllda utrymmen från resten av gruvan.
- Återfyllning av schakt och ev. ramp måste göras med material som gör intrång i gruvan svår och som finns kvar i relativt opåverkat tillstånd efter en glaciationscykel under den nivå till vilken en glaciär kan erodera berget, dvs. cirka 50 m.

4.2 Föresättningar och villkor för barriärernas funktion

När det gäller isolering av farligt avfall är den avgörande frågan vilken genomsläpplighet för strömmande grundvatten som inbäddningen, "bufferten", får ha med följdfrågan hur länge detta villkor måste uppfyllas. Vad tiden beträffar är det rimligt att förutsätta att isoleringsfunktionen i huvudsak skall behållas till begynnelsen av nästa glaciation, som kan uppskattas till några tusen år och som i

detta dokument väljs till 10 000 år. Beträffande genomsläppligheten hos "bufferten" föreslås samma villkor gälla som för motsvarande inbäddning av radioaktivt material, dvs. att den inte får överskrida medelvärdet hos omgivande bergmassa. Det innebär för ordinärt kristallint berg att värdet på "buffertens" hydrauliska konduktivitet K högst bör uppgå till $E-10$ m/s vid förvaring på 500 m nivå (jfr Figur 1). På 400 och 300 m nivåer svarar det mot $K=5E-10$ m/s (5×10^{-10} m/s) respektive $K=E-9$ m/s (10^{-9} m/s). På 200 m nivå är motsvarande värde cirka $5E-9$ m/s (5×10^{-9} m/s). Dessa tal är medelvärden för det naturliga, ostörda berget medan berget närmast utsprängda orter och rum karakteriseras av 100 till 1 000 gånger högre värden som följd av sprängskador. Den sprängstörda zonen ("excavation-disturbed zone", EDZ) som alltid utbildas vid tunnel-drift har varit föremål för omfattande svenska och internationella utredningar i samband med utvecklingen av teknik för isolering av högaktivt radioaktivt avfall [1,2,3]. Slutsatsen från sådana utredningar är att systemet av samverkande orter och rum omges av en sammanhängande zon med K högre eller lika med $E-8$ m/s (10^{-8} m/s). Denna hydrauliska konduktivitet svarar därför mot det högsta värde som "bufferten" bör ha. Störzonen "EDZ" når erfarenhetsmässigt ned till cirka 1.5 m djup från ortgolvet medan den i väggar och tak når in cirka 0.5–1 m i berget. För att inte skapa kontinuerliga strömningsvägar genom den sammanhängande "EDZ" upp till biosfären kan man skära av den genom att bygga pluggar infällda i sidoberget i strategiska positioner, t ex där orterna skär brantstående, vattenförande diskontinuiteter av 2 och 3 ordningarna (Tabell 1, Figur 3).

Schakt och ramp når till markytan och på nivåer över 200 m djup är bergets genomsläpplighet högre än på förvarsnivå och "EDZ" kan här antas ha $K > E-6$ m/s (10^{-6} m/s), vilket motsvarar K -värdet hos sand/grus-fyllning. Det innebär att dessa förbindelser mellan förvar och biosfär kan vara av enkel typ och huvudsakligen fungera som mekanisk barriär för skydd mot intrång.

4.3 Barriärtyper

4.3.1 "Buffert" – konventionell metodik

Material

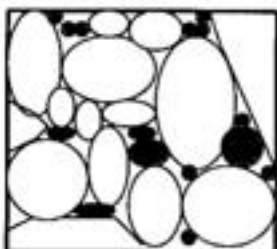
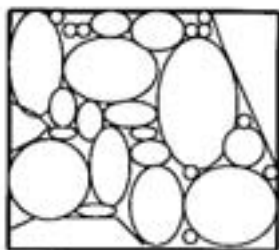
Lermaterial finns i vårt land i form av sediment och finkornig morän men de saknar de lermineral – smektiter - som erfordras för att ge avfallet en tillräckligt tät inbäddning. Eftersom man enligt ovanstående resonemang kan nöja sig med en genomsläpplighet svarande mot hydrauliska konduktivitetetsvärdet $K < 10^{-8}$ m/s för "bufferten" är det möjligt att finna relativt billiga men tillräckligt effektiva material i marknaden. Vad som är angeläget är att åstadkomma en designlösning som garanterar att värdet kan innehållas under vald minimitid och under de kemiska förhållanden som råder och kan komma att råda i gruvförvaret. Det gäller t.ex. grundvattnets kemiska sammansättning och det elektrolyttillskott som kvicksilveravfallet själv kan ge till "bufferten". Båda påverkar dess hydrauliska konduktivitet och expanderbarhet, som bestämmer självläkningsförmågan. Om grundvattnet vore helt saltfritt skulle det räcka med en densitet av $1\,050\text{ kg/m}^3$ hos ren "smektitbuffert" av den typ som SKB planerar för isolering av använt reaktorbränsle (Wyomingbentonit typ MX-80) med kravet $K < 10^{-8}$ m/s men behöva vara minst cirka $1\,600\text{ kg/m}^3$ om vattnet i porerna och omgivningen har oceanernas salthalt med kalcium som dominerande katjon [3,5]. Expanderbarheten uttryckt som svällningstryck, dvs. det tryck mot omgivande berg som sådan "buffert" ger och som behöver vara minst 50 kPa för bibehålla kontakten med taket i orter, skulle för elektrolytfritt vatten kräva en densitet av cirka $1\,300\text{ kg/m}^3$ och för saltvatten, med katjoner av kalcium eller andra flervärda element, cirka $1\,600\text{ kg/m}^3$ [3,6]. Eftersom sådant grundvatten kan finnas eller kan komma att finnas i ett längre tidsperspektiv måste alltså en "buffert" av detta exklusiva material ha en minsta densitet av $1\,600\text{ kg/m}^3$. För att få erforderliga marginaler skulle den i själva verket behöva höjas till cirka $1\,700\text{ kg/m}^3$.

I EU-projektet Low Risk Deposition Technology gjordes bedömningen att kostnaderna vid användning av ren "smektitbuffert" skulle bli orimligt höga och en undersökning, delvis baserad på utredningar för SKB [3,5,6], gjordes därför för att utreda om blandningar av smektitrikt material och lämpligt kornstorleksgraderat bergmaterial ("ballast") med samma fysikaliska egenskaper

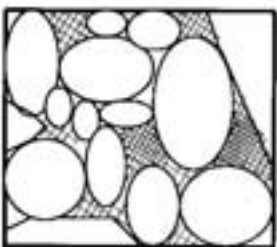
skulle kunna tas fram och användas till lägre kostnad. Resultatet av den undersökningen och andra, parallella, studier innebär att smektithalten bör vara minst 30 viktprocent av hela "bufferten" och att problemen med att få tillräckligt god homogenitet hos blandningen kan vara betydande och ge höga kostnader. Valet av lermaterial i EU-projektet ledde därför till den relativt billiga, naturliga Friedland Ton, som finns i mycket mäktiga lager med stor utbredning i nordöstra Tyskland och som har mycket hög lerhalt [3]. Dess tätande lermineralkomponent är ett svällande blandskikt-mineral (illit/smektit) med något sämre tätningsförmåga än de bästa kommersiellt tillgängliga smektitlerna [3,5] men med tillräckligt goda och i vissa avseenden bättre egenskaper. Materialet, som bryts i öppen täkt till 100 m djup, nyttjas för en mångfald ändamål, mest som tätskikt i ovanjordsförvar av avfall och som råvara för keramiktillverkning. SKB har valt materialet som referenssubstans för återfyllning av deponeringstunnlar med högaktivt avfall.

Skillnaden i funktion mellan blandningar av cirka 30 procent lermaterial av ren smektittyp och "ballast" å ena sidan, och naturligt smektitiskt lermaterial å den andra, är att densiteten hos lerkomponenten hos blandningar svårigen kan drivas upp till erforderliga $1\,600\text{ kg/m}^3$ med höggradig utfyllning av porerna mellan ballastkornen ens vid packning av blandningen till en densitet av $2\,100\text{ kg/m}^3$ efter vattenmättnad, medan praktiskt taget alla korn i lera av Friedland Ton-typ har en smektitisk komponent (Figur 4) som gör att sådant lermaterial inte behöver ha så hög densitet för att få motsvarande tätningsegenskaper. Det faktum att det dominerande lermineralet i Friedland Ton har något sämre tätningsförmåga än leror av ren smektittyp gör för övrigt att den är mindre känslig för höga salthalter.

Figur 4 Mikrostruktur hos återfyllning hos smektitisk "buffert". Överst: Lerrika (vita) korn av lermaterial. Mitten: Blandning av lerkorn (svarta "granules") och (vita) "ballastkorn". Underst: Vattenmättad blandning av "ballast" och lerkorn som svällt ut och fyllt mellanrummen mellan ballastkornen med tät lergel [6]. Om samtliga korn i den översta bilden utgörs av lermaterial blir homogeniteten bättre och känsligheten för salt vatten mindre än för blandningarna.

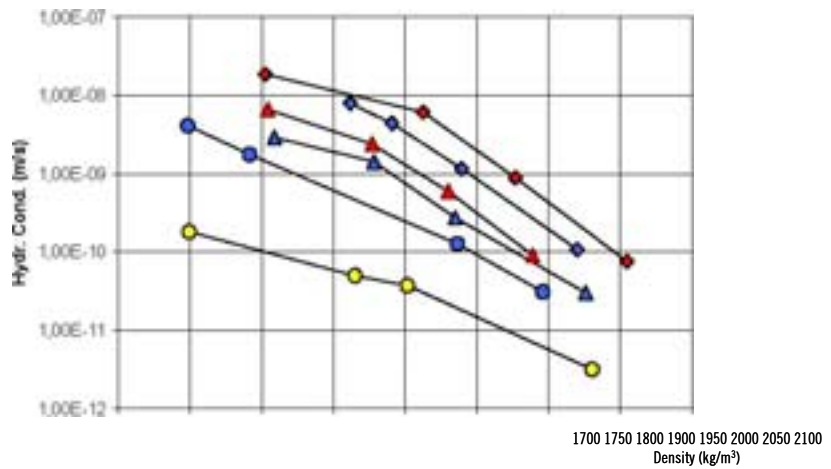


□ Ballast grains ■ Clay granules

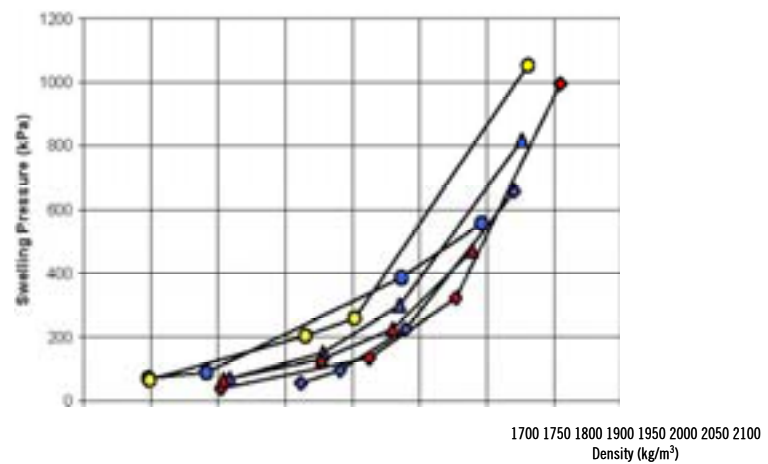


□ Ballast grains ▨ Clay gel

Figur 5a Hydraulisk konduktivitet hos Friedland Ton som funktion av densiteten vid mättnad med destillerat vatten (underst), 3.5 procent CaCl₂ (andra underifrån), 10 procent CaCl₂ (tredje underifrån), 10 procent NaCl (fjärde underifrån), 20 procent CaCl₂ (femte underifrån), 20 procent NaCl (överst), [5]



Figur 5b Svällningstryck hos Friedland Ton som funktion av densiteten vid mättnad med destillerat vatten (överst), 3.5 procent CaCl₂ (andra uppfifrån), 10 procent CaCl₂ (tredje uppfifrån), 10 procent NaCl (fjärde uppfifrån), 20 procent CaCl₂ (femte uppfifrån), 20 procent NaCl (underst),[5]

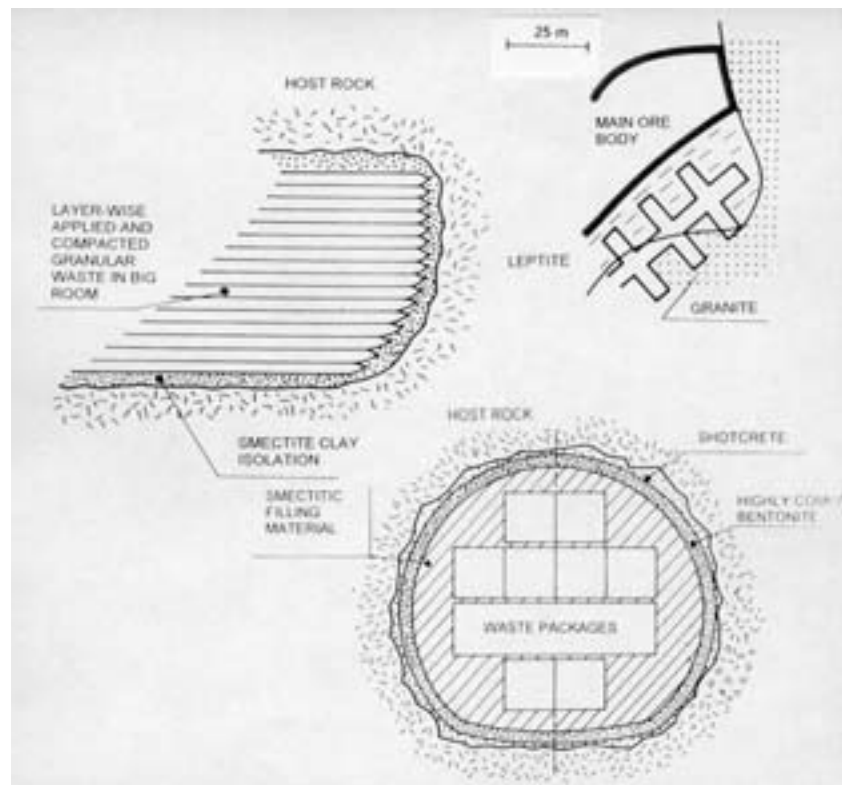


Diagrammen i Figur 5 illustrerar att hydrauliska konduktiviteten K blir lägre än $E-8 \text{ m/s}$ (10^{-8} m/s) och svällningstrycket minst 100 kPa vid en densitet av cirka 1850 kg/m³ efter mättnad med saltrika lösningar och 1 750 kg/m³ vid mättnad med färskt eller svagt bräckt vatten. Risken för att elektrolyter löses ut från batteriavfallet och ger den koaguleringsseffekt som orsakar avvikelser mellan kurvorna i diagrammen innebär att den högre densiteten, 1 850 kg/m³ efter mättnad, bör eftersträvas; i praktiken rekommenderas 1 900 kg/m³.

Anbringande av buffert och avfall

I det nämnda EU-projektet undersöktes flera principer för installation av avfall och "buffert" och i Figur 6 visas två undersökta varianter: inplacering av avfallskollin i mindre orter med applicering av kompakterade block av smektitisk lera häremellan och förslutning av orterna med pluggar av betong [5]. Ett sådant förfarande, som liknar förvar av radioaktivt avfall, bedömdes dock bli orimligt dyrt för måttligt farligt avfall såsom kvicksilverbatterier och liknande. I projektarbetet efterlystes därför enklast tänkbara förfarande för anbringande av buffert och avfall och det svarar mot lagervis utläggning och packning av lermaterial och batteriavfall (Figur 7). En sådan sandwichstruktur består lämpligen av lager av lera som läggs ut och packas i naturfuktigt skick eller torkad till att motsvara "optimal vattenkvot", omväxlande med lager av fast kvicksilveravfall blandat med samma typ av lermaterial. Torkning till "optimal vattenkvot", dvs. den vattenhalt som materialet bör ha för att kunna packas till tätaste lagring av kornen och som svarar mot högsta "torrdensitet" (förhållandet mellan mineralmassan och hela jordelementets volym), gör det möjligt att få mycket god homogenitet och täthet men kan betinga ett för högt pris. För det större vatteninnehåll som karakteriserar många naturliga lermaterial, inklusive Friedland Ton, innebär utläggning och packning av materialet i naturligt tillstånd att kornen inte kan komma så nära varandra därför att övertryck uppstår i porvattnet. Nettoresultatet är en lägre densitet.

Figur 6 Principer för applicering och isolering av toxiskt avfall såsom batterier [5]



Figur 7 Korroderade batterier



Den designprincip som valdes i EU-projektet för fortsatt studium och för modellering av funktionen hos ett kvicksilverförvar innebär lagervis utläggning och packning av lermaterial och batteriavfall blandat med lermaterial till en sandwichstruktur av ovan beskriven typ. Blandningen av batteriavfall och lermaterial kan ske i stora betongblandare (tvångsblandare) och utläggning göras med hjälp av transportband och fördelning med traktorer med schaktblad till 15–25 cm tjocklek. Varje lager av blandad lera och batterier packas med 400–700 kg vibroplatta (10 överfarter), dvs. en relativt försiktig kompaktering för att minimera krossning av batterierna. Över- och underliggande lager av lera ges 25–35 cm tjocklek och packas med hjälp av vibrerande pad- eller fårfotvältar i minst 10 överfarter till en densitet som bör vara minst $1\,900\text{ kg/m}^3$ efter mättnad med grundvatten. Denna densitet svarar ungefärligen mot en torrdensitet av $1\,450\text{ kg/m}^3$.

En designkomponent, som illustreras av sektionerna i Figur 6, är det skikt med tjockleken cirka 1 m av smektitisk lera som bör anbringas närmast golv, väggar och tak i deponeringsorter och rum. Den motiveras av en önskan att ytterligare isolera avfallsmassan från den vattenförande störzonen ”EDZ” varifrån vidare transport av oönskade element kan ske till biosfären. I SKBs pågående utredningsarbete rörande den tekniska lösningen av hur högaktivt avfall kan isoleras har det visats att det finns risk för borttransport av finpartiklar där lerrikt material är i kontakt med riksprickigt berg, som kan jämföras med ”EDZ”. Det innebär att ett lager av nämnd typ inte bör utgöras av ren smektitlera av typen MX-80 som lätt dispergeras och eroderas utan av material med mindre svällningspotential såsom Friedland Ton.

I EU-projektet gjordes en inventering och testning av hur förbehandling genom torkning och malning av Friedlandlera samt utläggning och packning av sådant material kan göras praktiskt. De viktigaste momenten specificerades på följande sätt:

- Torkning och malning samt bevätning till optimal vattenkvot (Figur 8).
- Utläggning och packning i 25–30 cm lager med Komatsu D 41 P caterpillartraktor.
- Packning med BOMAG 213 DM-2 (13,0 t) vibrerande padfootvält (4 överfarter per lager).
- Slutlig packning med BOMAG 213 DH-3 statisk vält (4 överfarter per lager).

Figur 8 Kvarn med blandare ("Vacuum-Intensive Mixer")



Figurerna 9–11 illustrerar packningsverkan. Tabell 2 ger resultatet från provtagning på fyra nivåer representerande de lager som anbringades och packades.

Figur 9 Lermaterialet ("Clay noodles") i första lagret före kompaktering



Figur 10 Kompaktering av Friedland Ton med hjälp av en vibrerande pad-foot BOMAG-vält



Figur 11 Homogen struktur hos kompakterad Friedland Ton



Tabell 2 Data från provtagning och laboratorietestning

Lager	Torr densitet, kg/m ³	Densitet efter vattenmättnad, kg/m ³	Vattenkvot, %	Hydraulisk konduktivitet, m/s
1a lagret	1 500	1 945	29	1.9E-10
2a lagret	1 550	1 975	26	2.1E-10
3e lagret	1 510	1 950	29	1.1E-10

Tabelldata visar att de använda packningsteknikerna gav en densitet av minst 1 945 kg/m³, dvs. något över det värde som erfordras enligt föregående text. De redovisade laboratoriebestämda värdena svarar mot perkolering med elektrolytfattigt vatten och är väsentligt lägre än de som svarar mot erforderligt svällningstryck (50 kPa) och högsta tillåtna genomsläpplighet (E-8 m/s, dvs. 10⁻⁸ m/s).

För den andra lagerkomponenten i sandwichserien, blandningen av fast kvicksilver avfall och Friedlandlera, finns inga fullskaliga packningsförsök genomförda men sådana förväntas ge samma densitet och genomsläpplighet som de ovan redovisade. Det bekräftas av laboratorieförsök som redovisas nedan under rubriken "Funktion".

Kostnader

I EU-projektet var kostnadsaspekter i fokus och det gav en bild av fördelningen och totalkostnaden av slutförvaring av fast kvicksilveravfall i form av batterier och annat farligt avfall. För deponering av en massa som volymmässigt består av 50 procent avfallsprodukter och 50 procent Friedland Ton blev kostnaderna för placering av 50 000 m³ lerblandat batteriavfall i orter enligt Tabell 3. Kostnaden per ton deponerat batteriavfall kan enligt denna utredning bli cirka 60 € [5].

Tabell 3 Kostnadsuppskattning år 2002 av deponering av lerblandat batteriavfall i orter

Mat./aktivitet	Utförande/produkt	SP/m ³ ¹⁾ (€)	TP ¹⁾ (€)	SP/m ³ u.R. ¹⁾ (€)
1	Blocktillverkning inklusive blandning av lergranulat och avfall och kompaktion av block	64,78	2.835.600,00	56,71
2	Inplacering av block i orter och rum	147,37	6.451.200,00	129,02
3	Fyllning av spalter mm med lergranulat	52,50	326.760,00	6,54
Summa:			9.613.560,00	192,27

¹⁾ Uppskattad kostnad undantagandes transporter och mellanlagring. SP/m³ – pris per m³ kompakterade lera/batteriblock (BI), TP -totalt pris, SP/m³ u.R. – pris för applicering (installation).

Investeringskostnaden inkluderar anskaffande av en blockpress och en industrirobot för inplacering av blocken för vilka kostnaderna kan uppskattas som i Tabell 4.

Tabell 4 Investeringskostnad år 2002 för framställning och kompaktering av block för deponering i orter

No.	Maskin / verktyg	Typ	Investeringskostnad
1	Press	HDP 800	ca. 1,50 Mio €
2	Block puzzle robot	VM 204 Robotec	35.500,00 €

Vid deponering i stora rum är hanteringen mycket mer rationell och de förväntade kostnaderna betydligt lägre. Antar man att deponering skall ske i rum med 50 000 m³ volym blir de uppskattade kostnaderna enligt Tabell 5. Med lämplig lagersammansättning blir kostnaderna enligt Tabell 5. Kostnaden per ton deponerat batteriavfall kan enligt denna utredning bli cirka 20 €.

Tabell 5 Kostnadsuppskattning år 2002 av deponering av lerblandat batteriavfall i rum med måtten 50 x 50 x 20 m

Mat/aktivitet	Utförande/produkt	SP/m ³ ¹⁾ (€)	TP ¹⁾ (€)	SP/m ³ u.R. ¹⁾ (€)
1	Utförande för lagren av blandad lera och batteriavfall inklusive material, blandning, anbringande och packning	44,50	732.292,00	14,65
2	Utförande för lagren av lera inklusive material, blandning, anbringande och packning	96,75	1.592.118,00	31,84
3	Komplettering av lerfyllnad	52,50	897.120,00	17,94
	Summa:		3.221.530,00	64,43

¹⁾ Uppskattad kostnad undantagandes transporter och mellanlagring. SP/m³ – pris per m³ kompakterad lera/batteri-massa (BI), TP – totalt pris, SP/m³ u.R. – pris för applicering (installation).

Investeringskostnaden inkluderar anskaffande av tork/blandningsanordningar och packningsdon såsom vältar för vilka kostnaderna kan uppskattas som i Tabell 6.

Tabell 6 Investeringskostnad år 2002 för preparering av blandad lera och batteriavfall och lagervis anbringande sajt packning i stora rum

No.	Maskin/verktyg	Typ	Vikt/hanterad vikt material	Investeringskostnad
1	Vibrationsvält	CAT 816 F	25 t 35 t	220.000,00 €
		CAT 826 G		365.000,00 €
2	Slätvält	CS 683 E	19 t	100.000,00 €
3	Elevator/transportör	CAT 330	35 t	215.000,00 €
4	Scraper	CAT 740	22 m ³	235.000,00 €
5	Bulldoser	D 7 R	30 t	200.000,00 €
6	Hjullastare (Caterpillar)	980 G	29 t/5.4 m ³)	460.000,00 €
7	Släntmaskin (Graduator)	163 H	16,3 t	285.000,00 €
8	Blandningsstation (Eirich- Mischer/Granulierer)	RV15 Vac	1.200 kg	131.000,00 €
		RV19 Vac	2.400 kg	247.000,00 €
		RV23 Vac	4.800 kg	287.000,00 €
		RV29 Vac	8.400 kg	529.000,00 €
		RV32 Vac	11.200 kg	547.000,00 €

4.3.2 ”Buffert” – alternativ metodik

Anbringande och packning av lermaterial med och utan inblandat batteriavfall får den högsta densiteten, bästa svällningsegenskaperna och lägsta genomsläppligheten vid preparering, applicering och packning vid ”optimal vattenkvot” [6]. Man kan sannolikt pressa kostnaderna genom att använda naturfuktigt lermaterial av Friedlandtyp eller liknande material och använda ett minimum av processning i form av malning eller krossning men trots effektiv packning med pad-foot- eller fårfotsvältar blir densiteten lägre. Den kan dock likväl komma att ge tillräckligt låg genomsläpplighet och svällbarhet. Ett exempel ges av försök i laboratorium och fält med användande av en litauisk naturlig lera av Tertiär ålder. Den ses som främsta kandidat vid kommande byggnad av ett slutförvar av litauiskt låg- och medelaktivt radioaktivt avfall. Leran, som har cirka 25 procent smektit av montmorillonittyp utgör mäktiga lager i nordvästligaste Litauen och används vid storskalig tillverkning av cement med hög kvalitet. Tabell 7 ger de viktigaste fysikaliska data och Tabell 8 data från storskaliga packningsförsök av cirka 15 och 25 cm utlagda lager av naturligt lermaterial med 420 kg vibratorplatta respektive 7 tons slät vibrationsvält. Ingen sortering eller

annan processning gjordes av materialet som har en vattenkvot av cirka 25 procent i naturen [7].

Tabell 7 Hydraulisk konduktivitet och svällningstryck hos litauisk lera som "bufferkandidat"

Torr densitet, kg/m ³	Densitet efter vattenmättnad kg/m ³	Vattenkvot, viktsprocent	Hydraulisk konduktivitet,* m/s	Svälltryck, kPa
1 190	1 750	39.2	1.2E-10	20
1 660	2 045	29.6	6.0E-11	170
1 760	2 110	21.4	1.4E-11	300

* Mättnad och genomströmning med destillerat vatten.

Tabell 8 Resultat av packningsförsök i fält

Lager	Kompakteringsteknik	Tjocklek efter packning, cm	Densitet, kg/m ³ , ρ/ρ _d	Vattenkvot, viktsprocent
1	Vibrating plate 420 kg	11	2001/1677	19
2	Vibrating roller, 7 t	17	1938/1611**	20
3	Vibrating roller, 7 t	17	1857/1583*	17

* Första, understa lagret. ** Andra, över lagret

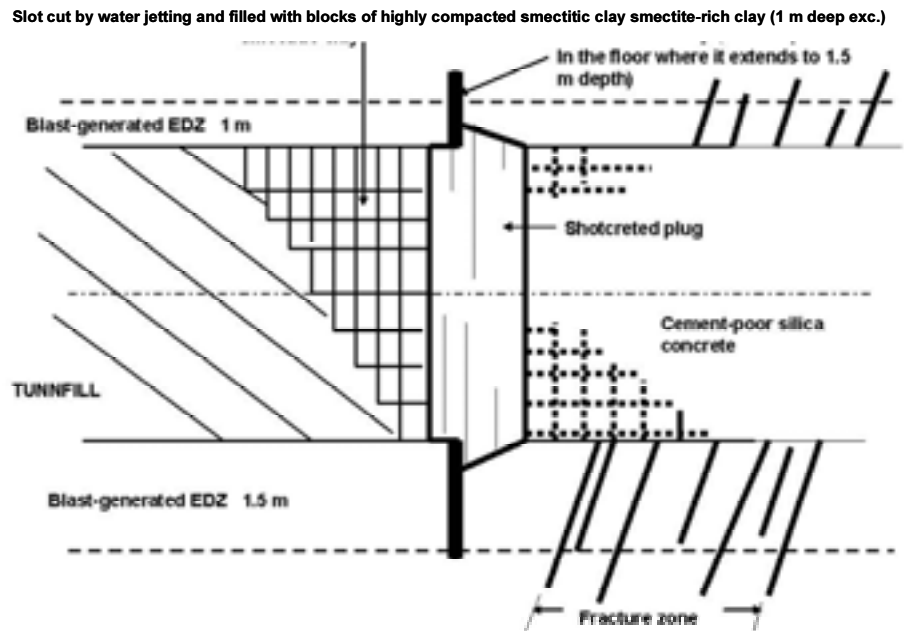
Packningsförsök i laboratoriet (Proctor) visar att torrdensiteten vid packning av material med naturlig vattenkvot blir 1 650–1 750 kg/m³ och 2 030–2 150 kg/m³ efter vattenmättnad. Man finner att packningsgraden i fält kan bli väl så god vid användning av vibratorplatta på tunna skikt (15 cm) som med vält på tjockare (25 cm). I praktiken kommer rationell packning av denna naturfuktiga lera att kräva effektivare packningsdon, dvs padfoot- eller fårfootvältrar. Denna lera kan erhållas till lägre kostnad än Friedland Ton men transportkostnader kan påverka skillnaden i nettopris.

4.3.3 "Pluggar"

Vid anslutningen av avfallsfyllda orter och rum till gruvans stora transporttunnlar krävs avstängningar för att minimera genomströmning av fyllningarna och för att stänga av "EDZ" i strategiska lägen. Dessa konstruktioner kan göras mer eller mindre effektiva och därmed kostnadskrävande. Figur 12 visar en pluggkonstruktion

som övervägs av SKB för avstängning av transporttunnlar och det kan vara lämpligt att bygga sådana också i ett kvicksilverförvar.

Figur 12 Plugg för effektiv avstängning av fyllning och vattenjetskuren spalt för avstängning av EDZ (SKB)



För att minimera kostnaderna kan pluggarna byggas i form av ett antal lager av sprutbetong med låg-pH betong (silika-betong) för att få hög hållfasthet och mycket lång funktionstid. Sådana pluggar har byggts och trycksatts i SKBs underjordslaboratorium som en del i ett EU-projekt inriktat just mot avtätning av orter och tunnlar i slutförvar.

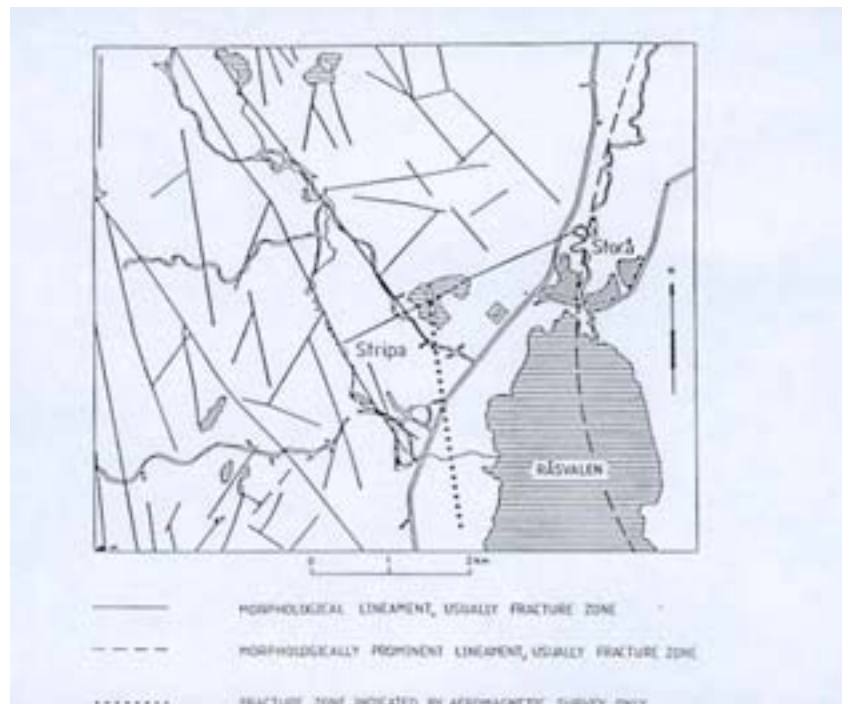
5 Ett praktiskt exempel på hur ett slutförvar för batterier eller solidifierat avfall kan fungera

5.1 Val av gruva

För cirka 15 år sedan förvärvade Ragn-Sell AB Stripa Gruva med syfte att – om tillstånd kunde fås och den lokala opinionen så medgav – konvertera den gamla järnmalmshugget till slutförvar av kvicksilveravfall. Gruvan hade sedan början av 1980-talet använts av SKB i samverkan med Lawrence Berkeley Laboratories som underjordslaboratorium för fullskalig testning av storskaliga geohydrologiska och geokemiska modeller och för byggande och provning av lerbaserade ”buffertar” och återfyllningar samt pluggar i det s.k. Stripaprojektet, som var inriktat mot teknikutveckling för slutförvaring av högaktivt avfall. Ragn-Sell AB övergav sedermera planerna och sålde gruvan som nu är helt vattenfylld. De bergstrukturella, hydrologiska och kemiska data som bestämdes i Stripaprojektet var lämpliga för att tillämpa bergmekaniska modeller och modeller för beräkning av spridning av kontaminerande ämnen, vilket gjordes i EU-projektet Low Risk Deposition Technology. De redovisas sammanfattningsvis här för att illustrera hur ett slutförvar av batterier eller solidifierade pesticider kan fungera.

Granitdomen där Stripagruvan är belägen har de storskaliga diskontinuiteter av 1:a och 2:a ordningarna som ses i Figur 13. I den skalan finner man brantstående grupperingar med strykning NW-SE och NE-SW. Närmare granskning visar att också 3:e och 4:e ordningarnas diskontinuiteter har ungefär samma orientering. Mindre sprickzoner av 3:e ordningen utgör också system av flackt orienterade svagheter.

Figur 13 1:a och 2:a ordningarnas diskontinuiteter inom 48 km² regionen runt Stripa [2]

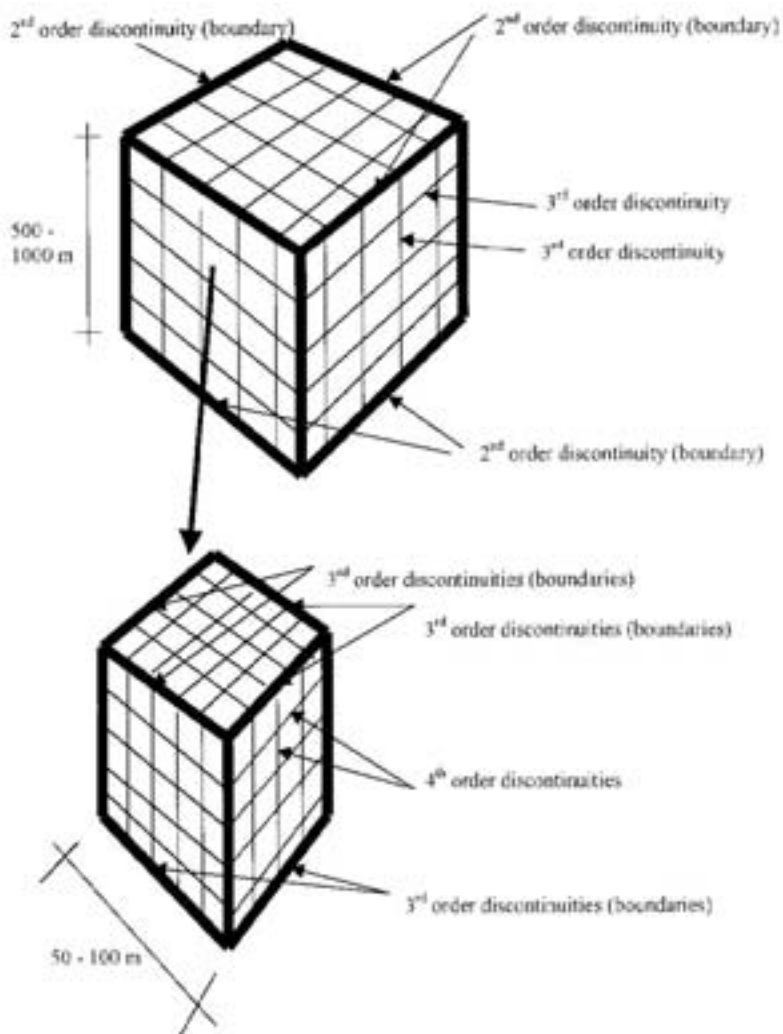


5.2 Strukturell, geohydraulisk och bergmekanisk modell

5.2.1 Bergstruktur

Omfattande strukturanalyser har gett den generaliserade strukturmodellen i Figur 14. Den har kubisk form och begränsas av 2:a ordningens diskontinuiteter med ett inbördes avstånd av 500–1 000 m och består i övrigt av ortogonalt grupperade mindre sprickzoner av 3:e ordningen med inbördes avstånd av 50–100 m och av 4:e ordningens diskontinuiteter (enskilda vattenförande sprickor) med medelavståndet 5–10 m. För de olika hydrologiska och bergmekaniska modelleringarna antogs data i Tabell 9 och 10.

Figur 14 Strukturmodell för Stripaberget. 2:a ordningens diskontinuiteter har ett inbördes avstånd av 500–1 000 m. 3:e ordningens diskontinuiteter har ett inbördes avstånd av 50–100 m och 4:e ordningens diskontinuiteter medelavståndet 5–10 m [5]



Tabell 9 Antagna fysikaliska egenskaper hos diskontinuiteter och "bergmatrix" [2,5]. R4, R5 och R6 gäller "bergmatrix" med finare diskontinuiteter än de med ordningsnumren 4, respektive 5, respektive 6

Berg med diskontinuiteter	Hydraulisk konduktivitet, m/s	Transmissivitet, m ² /s	Mohr/Coulomb friktionsvinkel, ϕ_0	Mohr/Coulomb kohesion, c MPa
1:a ordn. diskontin.	E-7 till E-5	E-5 till E-2	15–20	0
2:a ordn. diskontin.	E-8 till E-6	E-7 till E-4	20–25	0
3:e ordn. diskontin.	E-9 till E-7	E-9 till E-6	20–30	0
R4	E-11 till E-9	-	20–35	0.1-1
R5	E-12 till E-10	-	35–50	1–10
R6	E-13 till E-11	-	45–60	10–50

Tabell 10 Mohr/Coulomb parametervärden som funktion av bergvolymen [2]

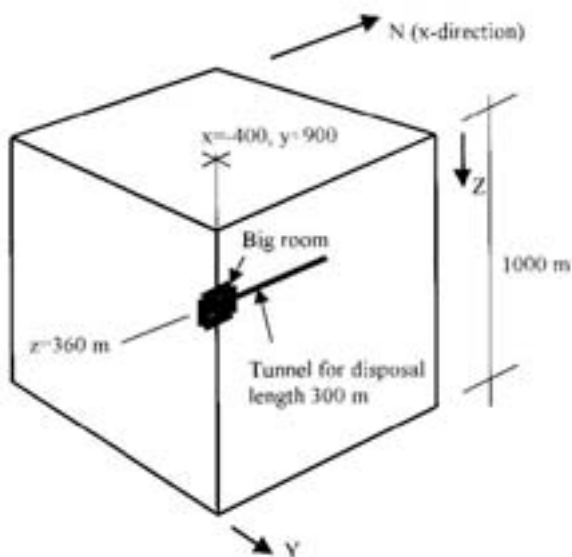
Bergvolym, m ³	Kohesion, MPa	Friktionsvinkel, ϕ_0	Typ av diskontinuiteter i resp. bergvolym
<0.001	10–50	45–60	7:e ordningen
0.001–0.1	1–10	40–50	6:e och 7:e ordningarna
0.1–10	1–5	35–45	5:e, 6:e och 7:e ordningarna
10–100	0.1–1	25–35	4:e, 5:e, 6:e och 7:e ordningarna
100–10000	0.01–0.1	20–30	3:e, 4:e, 5:e, 6:e och 7:e ordningarna
>10000	<0.1	<20	Alla

I modellen för hydrologiska och bergmekaniska beräkningar antogs 3:e ordningens diskontinuiteter, de mindre sprickzonerna, ha ett inbördes avstånd av 75–100 m i det kubiska modellberget och vara konforma med modellavgränsande 2:a ordningens diskontinuiteter, representerande de större sprickzonerna inom regionen. 4:e ordningens diskontinuiteter, dvs. mekaniskt och hydrauliskt aktiva enskilda sprickor, modellerades inte som diskreta svagheter utan antogs svara för genomsläppligheten hos bergmassan ("matrixen") mellan sprickzonerna. Den definierades som ett poröst medium.

5.2.2 Deponeringsrum

Stripa gruva har ett flertal orter, tunnlar och rum av olika storlek och åtskilliga av dem är lämpliga för avfallsförvaring. En ort och ett större bergrum valdes för modellering och beräkning av spridningsförloppet av toxiska ämnen i bergmassan. Med någon generalisering kan de sägas representera verkliga utrymmen i gruvan på cirka 360 m djup. Orten antogs ha hästskeform med 5 m takradie och en tvärsnittsarea av 25 m². Bergrummet antogs ha ungefär de verkliga måtten hos motsvarande rum i gruvan, dvs. 100 m längd, 50 m höjd och 50 m bredd. Den kubiska modellen med 600 m kantmått innehåller dessa utrymmen. Som framgår av Figur 15 är x-axeln orienterad i nordlig riktning och y-axeln i östlig riktning. Z-axeln är vertikal och nedåtriktad. Störzonen "EDZ" antogs sträcka sig 1 m från ortperiferin och 3 m från bergrummets periferi.

Figur 15 Ort och bergrum i Stripamodellen. Orten är benämnd "Tunnel" och bergrummet "Big room" [5]



5.2.3 Geohydrauliska förhållanden

I princip bestäms den storskaliga hydrologin av systemet av 2:a och 3:e ordningarnas diskontinuiteter och av den kontinuerliga störzonen "EDZ" som kortsluter systemet av diskontinuiteter (deterministiska komponenter). "Närfältets" hydrologi bestäms i övervägande grad av systemet av 4:e ordningarnas diskontinuiteter (stokastiska komponenter) och av den kontinuerliga störzonen "EDZ" som kortsluter systemet. Genom att skära av "EDZ" i strategiska positioner med pluggar (Figur 12) kan man förhindra kortslutningen och skapa stagnanta hydrauliska regimer men i EU-projektet bortsåg man från denna möjlighet. 2:a och 3:e ordningarnas diskontinuiteter tillskrevs hydrauliska konduktiviteter enligt Tabell 1 och konduktiviteten hos "matrixen" innehållande diskontinuiteter av övriga ordningar sattes till E-11 m/s på basis av omfattande fältmätningar. Hydrauliska konduktiviteten hos "EDZ" sattes till E-7 m/s med hänsyn till att sprängningen av rummen inte gjorts med särskild omsorg.

5.2.4 Bergmekaniska förhållanden

Mätningar i Stripa har visat att den största bergspänningen i horisontell led på 360 m djup är 15–30 MPa medan den vinkelrätt däremot är 5–15 MPa. Vertikalspänningen är 10 MPa. För modelleringen användes värdena 20 MPa för horisontella tryck och 10 MPa för vertikalktrycket. Bergmekaniska data antogs för modelleringen vara: E-modul 50 GPa, Poisson's tal 0.20. Kryplagen antogs ha formen $\varepsilon = \sigma^n/E + (\sigma^n/\eta)t^\alpha$ med $n=3$, $\eta=E18$ Pas, and $\alpha=0.3$ [2]. Överslagsberäkningar antydde att de tidsbetingade rörelserna är små och försumades i modelleringen.

5.3 Buffert

5.3.1 Beräkningsförutsättningar och beräkningssteg

Som buffertlera antogs Friedland Ton från vilken omfattande laboratoriedata fanns tillgängliga [3,6]. Det förutsattes på basis härav och av erfarenheter från packningsförsök att lermassan kan packas in till en torrdensitet av 1 450 kg/m³ motsvarande 1 900 kg/m³ efter vattenmättnad. Det motsvarar en hydraulisk konduktivitet av

cirka $E-9$ m/s (10^{-9} m/s) vid mättnad och perkolering med saltvatten med kalcium som dominerande katjon.

Friedland Ton har sådana packningsegenskaper att vatteninnehållet i det granulära materialet kan variera avsevärt utan att densiteten påverkas påtagligt, dvs. packningskurvan är flack. Det innebär att lermassan, om den har låg initiell vattenmättnadsgrad, måste ta upp vatten från berget, via "EDZ", till praktiskt taget full vattenmättnad innan genomströmning kan ske. Tiden för att nå vattenmättnad är därför en mycket viktig parameter och beräkning av förloppet är av stor betydelse för funktionsanalysen. Det kemiska förloppet då batteriavfallet blir inbäddat i helt vattenmättad lera och migrationen av toxiska element genom lera till "EDZ" är likaså av stor betydelse för funktionsanalysen. Det är också den efterföljande processen, dvs. den som innebär att de toxiska elementen transporteras med strömmande vatten i "EDZ" och vidare till de hydrauliskt aktiva bergdiskontinuiteterna. Alla dessa förlopp är beräkningsbara som visades i EU-projektet. Följande beräkningssteg genomfördes för att definiera "källtermen" dvs. koncentrationen av mest toxisk komponent som emanerar från batterierna vid kontakten mellan buffert och "EDZ":

1. Buffertens bevättningsförlopp.
2. Identifiering av toxisk referenskomponent.
3. Migration i bufferten av referenskomponenten.

5.3.2 Bevättningsförloppet

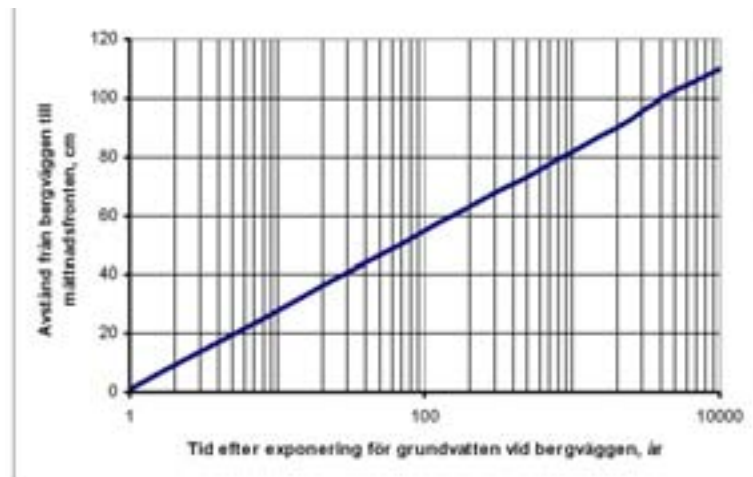
Vattenmättnadsförloppet hos smektitisk, omättad lera vid låga och måttliga vattentryck, dvs. under de förhållanden som råder under de första hundra åren i en gruva som får återfyllas på ett naturligt sätt med grundvatten, är i princip av diffusiv karaktär och de många mätningar som gjorts i laboratorieskala visar att det är rimligt att anta diffusionskoefficienten $3E-10$ m²/s för beräkning av tidsförloppet [3,5]. Resultatet illustreras av diagrammet i Figur 16, som visar att bevättningsfronten de första 100 åren når in cirka 0.5 m i lermassan och befinner sig cirka 1 m från kontakten med "EDZ" efter cirka 4 000 år. Om avfallsmassan befinner sig mer än 1,5 m från bergväggen kommer den beräkningsmässigt inte att vara omsluten av vattenmättad buffertlera förrän efter mer än 10 000 år. Först då kan jonvandring ske i bufferten till "EDZ" utan fördröjning. I praktiken kommer dock bevättningsförloppet att bli

snabbare därför att vattentrycket är påskyndande och man kan grovt uppskatta att förloppet i en gruva blir dubbelt så snabbt som vid ren diffusion. Det är emellertid uppenbart att frigörelse och migrering av toxiska komponenter från batterier och annat fast avfall kan fördröjas mycket kraftigt genom inbäddning i lermaterial med initiiellt låg vattenkvot.

Slutsatser

Om man tillämpar data på de två tillämpningarna *ort* och *bergrum* i Stripa gruva finner man att lerinbäddningen av avfall i *orten* kan nå relativt hög vattenmättnadsgrad och en begynnande frigörelse och transport of toxiska element efter några tusen år medan huvuddelen av lerinbäddningen av avfall i *bergrummet* är långt ifrån vattenmättad efter den tiden. Man måste emellertid beakta att "EDZ" som omger rummet har större transportkapacitet för toxiska element på grund av sin högre hydrauliska konduktivitet och att den kan kräva kostnadskrävande stabilisering innan deponering kan ske.

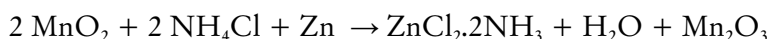
Figur 16 Bevätningstakten hos buffert av Friedland Ton. Diffusionskoefficienten = $3\text{E-}10 \text{ m}^2/\text{s}$



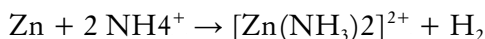
5.3.3 Identifiering av toxisk referenskomponent

Som inledning till EU-projektet Low Risk Deposition Technology gjordes en inventering av den kemiska sammansättningen hos referenssubstanserna batteri- och pesticider. För brunstensbatterier, alkaliska batterier, kvicksilveroxidbatterier och silveroxidbatterier har man identifierat de elektrolyter som kan läcka ut ur cellerna (oftast koncentrerad kaliumhydroxid).

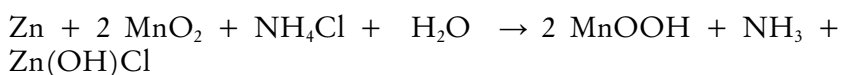
Brunstensbatterier kan läcka ut en zinkkloridlösning alternativt en zinkklorid- och ammoniumkloridlösning. I ett urladdat kvicksilverdioxidbatteri förekommer kvicksilvret i metallisk form och borde således läcka ut ur ett havererat batteri i denna form. I de övriga batterityperna tillsattes kvicksilver i metallisk form till zinken vid tillverkningen av anoden. Det hade en korrosionsinhiberande verkan samtidigt som det var ett hjälpmedel vid pressningen av anoden (alkaliska celler, silveroxidceller). Det torde inte reagera under cellernas urladdning, men det är okänt om kvicksilvret kan tänkas oxideras efter att zinken förbrukats. Om det inte reagerat förekommer kvicksilver i metallisk form. Summareaktionen för brunstensbatterier med celler med innehållande zinkklorid/ ammoniumklorid kan skrivas [5,8]:



med motsvarande korrosionsreaktion när batteriet laddas ut till mycket låga spänningar eller laddar ur sig själv:



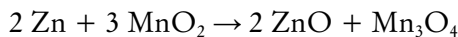
När batteriet laddas ut med hög strömstyrka sker följande reaktion:



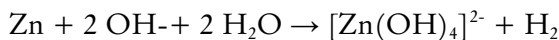
Såväl ammoniak som vätgas innebär ett inre tryck, som i och för sig begränsas av gasläckaget men som trycker ut elektrolyten när ett hål uppstår.

Alkaliska batterier har samma elektrodpar som brunstensbatterier, och därmed samma elektrodreaktioner. Elektrolyten är dock en vattenlösning av kaliumhydroxid (40 viktsprocent).

Summareaktionen är:



Då ett batteri laddas ut till mycket låga spänningar eller laddar ur sig själv sker korrosion av zinkanoden.



För denna typ av batterier har man bestämt sammansättningen enligt Tabell 11.

Tabell 11 Sammansättning i medeltal för alkaliska batterier (Dell i [5,8])

Batterikomponent	Viktprocent
Electrolytiskt mangan	32–38
Grafit	3–5
Zink	11–16
Stål	19–23
Kaliumhydroxid	5–9
Bariumsulfat	<5
Vatten, papper, plastic, etc.	Balans till 100 %

Förväntade reaktioner mellan batterier och porvatten i lerinbäddningen är:

1. Komplexbildning.
2. Lösnings- och utfällningsreaktioner.
3. Jonbyte.
4. Oxidations-reduktionsreaktioner.

Kinetiken hos dessa reaktioner är mycket komplex och grunddata för t.ex. sorption dåligt kända och man bör vid modellering av funktionen hos ett gruvförvar av batterier utgå från att reaktionerna är mycket snabba. Reaktionsprodukterna illustreras av undersökningar av batteriavfall i deponier (Bartolozzi et al, 1994) inkluderande analys av 15 kg batterier i en hushållsavfallsdeponi i Italien. Efter avlägsnande av 9,5 kg grafit och 5,5 kg plast- och stålemballage befanns resten, som luktade starkt av ammoniak på grund av reaktioner mellan ammoniumklorid och kaliumhydroxid, ha den sammansättning som ges i Tabell 12.

Tabell 12 Sammansättning av batterier i avfallsdeponi (Bartolozzi et al., 1994 i [5,8])

Komponent	Koncentration, %
Grafit	5
Plast	11
Järn	68
Zink	15
Koppar	1

När det gäller kvicksilver, som har valensstadierna +1 och +2 och därför kan ersätta Na som är ursprunglig adsorberad katjon i Friedland Ton och därmed bindas i lermassan, gäller att dess löslighet under aeroba förhållanden är låg. Metanbildande bakterier kan emellertid omvandla kvicksilver i metallisk form till organiska former som t.ex. metylkvicksilver $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$ men eftersom bakterier inte kan vara rörliga eller mångfaldigas i smektitisk lera med hög densitet kan den risken undanröjas. Kvicksilver är redox-känsligt och ger med kloridjoner fasta reaktionsprodukter.

5.3.4 Migration i bufferten av referenskomponenten

Laboratorieförsök för att identifiera det från praktisk synpunkt viktigaste toxiska elementet som kan frigöras från batterier i den alltmera syrefria miljö som lerinbäddningen representerar under vattenmättnadsförloppet, har utförts med olika slag av kortslutna, okorroderade och korroderade batterier.

Alkaliska batterier

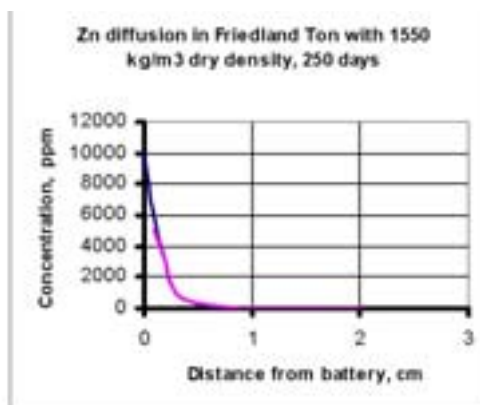
För att skapa förhållanden som kan uppkomma vid packning av lerblandat batteriavfall pressades Friedlandlera med cirka 8 procent vattenkvot innehållande alkaliska batterier i en ödometercell för bevätning av blandningen och provtagning efter 10 månader för att bestämma jonsammansättningen och migrationsförloppet hos viktigare joner som frigjorts från batterierna. Genom att pressa torrblandningen under 30 MPa, som gav torrdensiteten $1\,550\text{ kg/m}^3$, åstadkoms önskad bristning hos batterierna och genom att använda 20 procent NaCl-lösning och 3.5 procent CaCl_2 -lösning simulerades fall med hög salthalt i grundvattnet. Vid cellernas öppnande

efter 10 månader (Figur 17) och analys av uttagna prover visades att densiteten hos lermaterialet var cirka $1\,975\text{ kg/m}^3$ och vattenkvoten 30 procent och att Ca, Zn och Ni hade migrerat in i leran men endast till några millimeters avstånd från närmaste batteriyta (Figur 18). Zink hade migrerat längst och den utvärderade diffusionskoefficienten svarar mot $E-13\text{ m}^2/\text{s}$ ($10-13\text{ m}^2/\text{s}$), vilket är betydligt lägre än som är typiskt för flervärda joner. Anledningen till den mycket långsamma migrationen är komplexering och sorption av reaktionsprodukterna.

Figur 17 Uppskuret prov med alkalibatterier från vilket elektrolyter pressats ut vid kompakteringen (halobildningar)

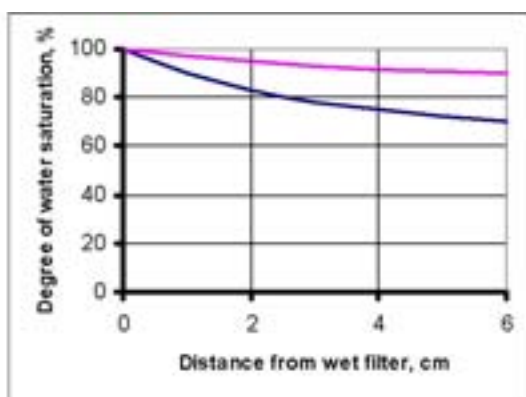


Figur 18 Zn-koncentrationen på olika avstånd från de alkaliska batterierna. Kurvan som når upp till 10 000 ppm är den teoretiska diffusionsprofilen för $D=E-13\text{ m}^2/\text{s}$. Den sammanfaller i det närmaste med de uppmätta värdena.



Ytterligare tester gjordes med starkt korroderade kvicksilverbatterier med 30 mm diameter och 60 mm längd (Figur 7), samt av icke korroderade kvicksilverbatterier av knapptyp med 12 mm diameter och 4 mm tjocklek. I båda dessa testserier användes destillerat vatten för vattenmättnad och perkolering. Den inbäddande lerans densitet valdes låg för att simulera dåligt utförd packning i gruvan: torrdensiteten var $1\,400\text{ kg/m}^3$, vilket motsvarar cirka $1\,850\text{ kg/m}^3$ efter vattenmättnad. Vid försöken med initialt intakta batterier bestämdes vattenmättnadsgraden efter 3 och 10 månader och den visade att den diffusionsstyrda bevätningen svarade mot diffusionskoefficienten $E-9\text{ m}^2/\text{s}$ (Figur 19) innebärande något snabbare bevätning än den som antogs för högre densitet i exemplet i Kap. 5.3.2.

Figur 19 Bevättningsförlopp hos lerinbäddningen med initialt intakta batterier. Den understa kurvan representerar vattenmättnadsgraden efter 3 månader och den övre situationen efter 10 månader.



Resultatet av laboratoriestudien med korroderade batterier visade att ammoniumgas bildats och något fördröjt vattenmättnaden. Den utvärderade diffusionsstyrda hastigheten hos elementen frigjorda från batterierna, dvs. Cu, As, Cd och Hg svarade mot $D = E-10$ till $E-9\text{ m}^2/\text{s}$. För Hg var koncentrationen utomordentlig låg och av samma storleksordning som i den naturliga leran.

Resultatet av den 18 månader långa studien med icke korroderade Hg-batterier i Friedlandlera med torrdensiteten $1\,400\text{ kg/m}^3$ visade att ingen som helst avgång av joner från batterierna ägt rum.

Däremot hade omfattande jonbyte till kalcium ägt rum i leran från ursprungligen Na vid perkolering med 3,5 procent CaCl_2 -lösning. Figur 20 visar det typiska utseendet hos batterierna vid testens avslutning. Korrosionsdjupet bedömdes genom mikroskopi vara högst 10 μm .

Figur 20 Uppskuret prov med batterierna i okulärt sett opåverkad form



Slutsatser

I valet av mest toxiskt element som kan avges från batterier vid funktionsanalyserna bedömdes, på basis av litteraturreferenserna och de utförda försöken, zink vara lämplig referenskomponent därför att elementet har den största rörligheten av de från batterierna avgivna ämnena med praktiskt betydelsefull koncentration. Migration av detta element är vägledande också när det gäller Hg men koncentrationen i vattnet som strömmar i "EDZ" och vidare i de större strukturerna i berggrunden blir homeopatiska för Hg.

En viktig slutsats från den kemiska modelleringen och de utförda försöken är att gasbildning sker. Gasbildningen har betydelse för den avfallsmgivande lerans fysikaliska tillstånd och skall beskrivas och värderas i funktionsanalyserna.

5.4 Funktionsanalys

5.4.1 Konceptuell modell

Källtermen, dvs. koncentrationen av referenskomponenten i avfallsmassan, är den parameter som styr migrationen av denna komponent från avfallsmassan via omgivande berg till biosfären. En helt korrekt definition av denna term skulle inkludera beräkning av vattenmättnadsförloppet, lösningskinetiken vid frigörelse av toxiska ämnen, samt den diffusionsstyrda vandrigen av dessa ämnen genom lerinbäddningen. Eftersom kemiska data är för få när det gäller lösningskinetiken valde man i EU-projektet att anta att hela avfallsmassan momentant går i lösning när vattenmättnad skett, innebärande att frigörelse och migrering sker så fort vattenmättnadsfronten nått in i den lerinbäddade avfallsmassan. Referenskomponenten zink antogs utgöra 25 viktprocent av batterimassan och värdet på kvoten mellan lermaterialmassa och batterimassa varierades i intervallet 1:1 till 1:20. Lerans torrdensitet antogs ligga i intervallet 1 400–1 600 kg/m³, medan batteriernas densitet antogs till 2 500 kg/m³.

Med förutsättningen att det är vattenmättnadsförloppet som styr frigörelsen av referenskomponenten Zn och dess migrering genom lerinbäddningen skall alltså en rimlig diffusionskoefficient för vattenmättnaden väljas. I EU-projektet bedömdes koefficienten ligga mellan E-13 m²/s för effektivt kompakterad lera och E-9 m²/s för den packningsgrad som lätt kan erhållas i rum i en gruva. Med dessa förutsättningar och det starkt konservativa antagandet att såväl vattenmättnad *från* lerans kontakt med "EDZ" och motriktad migrering av Zn-joner (komplex) *till* "EDZ" sker med samma diffusionshastighet kan förloppet beräknas. Om lagret av ren lera med cirka 1 m tjocklek mellan den lerinbäddade avfallsmassan och "EDZ" tas bort och avfallsmassan sålunda antas vara i kontakt med "EDZ" ger den konceptuella modellen följande förlopp:

- I perioden 0–2 år sker samtidig vattenmättnad och migrering av Zn intill 0,2 m avstånd från "EDZ".
- I perioden 2–20 år sker samtidig vattenmättnad och migrering av Zn intill 0,2 m avstånd från "EDZ".
- I perioden 20–200 år sker samtidig vattenmättnad och migrering av Zn intill 0,5 m avstånd från "EDZ".
- I perioden 200–4000 år sker samtidig vattenmättnad och migrering av Zn intill 1 m avstånd från "EDZ".

- I perioden 4 000–100 000 år sker samtidig vattenmättnad och migrering av Zn intill 1,5 m avstånd från ”EDZ”. Efter den tiden är i praktiken hela fyllningen i orten vattenmättad och innehåller endast en ringa mängd toxiska element; den helt avgörande mängden sådana element har läckt ut till ”EDZ” och vidare ut i bergmassan.

Man inser att om man väljer ett bergrum av den storlek som antogs i EU-projektet (100 m x 50 m x 20 m) och omger sandwichstrukturen lerlager/ler-inbäddat avfall med en 1 m tjock ”liner” av packad Friedland Ton så kommer inte höggradig bevätning och spridning av toxiska element från förvaret att börja förrän efter flera tusen år.

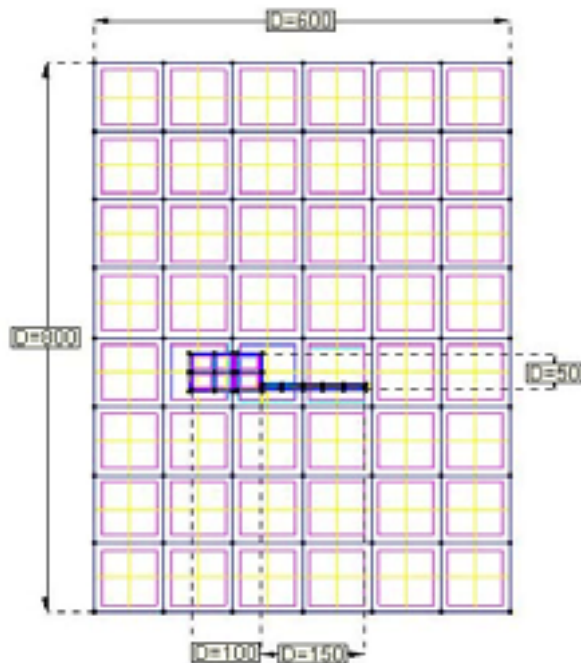
För att vid fortsatt beräkning av spridningen av referenskomponenten välja mycket konservativa förutsättningar och villkor valdes i EU-projektet ett konstant värde på källtermen svarande mot dess medelkoncentration under hela 100 000-årsperioden. Det innebär val av ytterligare konservativa förutsättningar för spridning.

5.4.2 Bergmekanisk analys – stabilitet hos orter och rum

Beräkningarna utfördes av Computational Mechanics International (CMI) som var en av parterna i EU-projektet Low Risk Deposition Technology. Numerisk analys i tre dimensioner gjordes med användning av Boundary Element Method (BEM) utvecklad till kodformen GiD. För vissa ändamål kombinerades BEM-koden BEASY och GiD. Mohr/Coulombs brottkriterium valdes, vilket krävde en utveckling av postprocessningsrutinen Tcl [5].

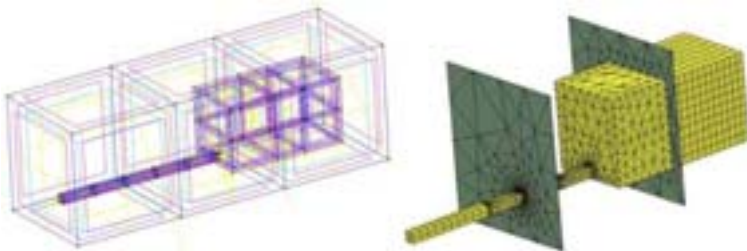
Elementmönstret framgår av Figur 21 i vilken man ser orten och bergrummet i vertikal sektion. Horisontella bergspänningar i massan sattes till 20 MPa medan den vertikala spänningen sattes till 10 MPa.

Figur 21 Elementmodellen med ort och rum samt systemet av 3:e ordningens diskontinuiteter



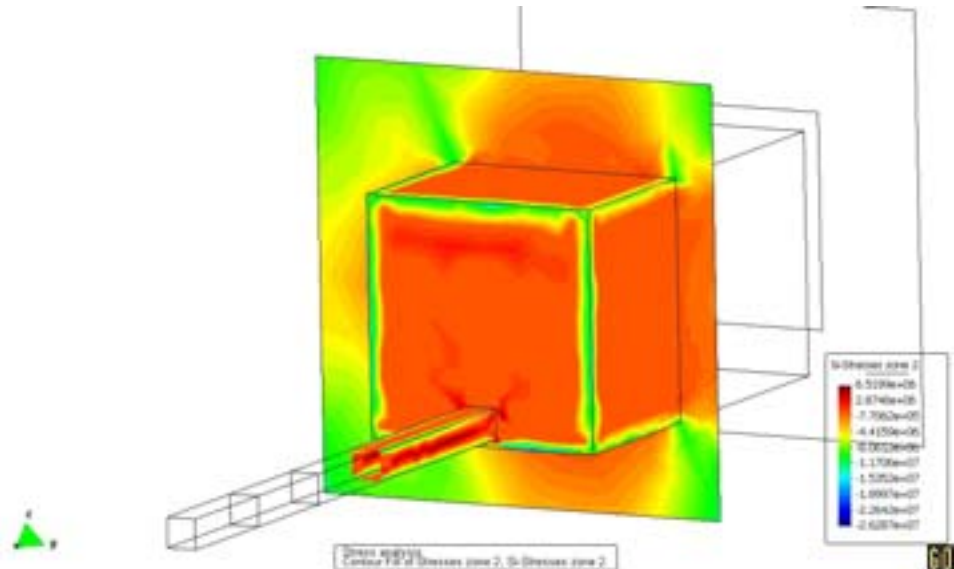
Orten (tunneln) antogs vara omgiven av en mekanisk störzon "EDZ" till 1 m avstånd från periferin. För rummet antogs "EDZ" sträcka sig 3 m från periferin. Figur 22 visar systemet i perspektiv.

Figur 22 Geometri och elementnät. Observera sprickzonerna genom ort och rum



Av Figur 23 framgår att låga dragspänningar verkar i ortväggarna. De fordrar inte stabilisering medan sådan bör göras av bergrumsväggarna där "EDZ" har dålig stabilitet, ett tillstånd som är typiskt för stora bergrum.

Figur 23 Fördelningen av maximala spänningar i ort och rum i N/m². Minustecken innebär tryckspänning och plustecken dragspänning



Slutsatser

EU-projektet visar att de framtagna numeriska verktygen är mycket lämpliga för att genomföra erforderliga stabilitetsberäkningar och att de kan användas kommersiellt. Relevansen hos resultaten bestäms mer av riktigheten hos bergstrukturmodellen än hos de antagna Mohr/Coulombparametrarna.

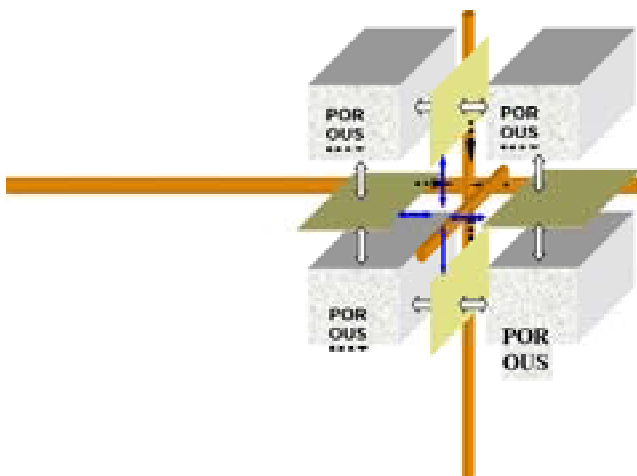
5.4.3 Geohydrologisk analys

Två typer av analyser har gjorts, en för långtidsprognoser, dvs. upp till 600 000 år, och en för korttidsprognoser, dvs. upp till några få tusen år. Följande förutsättningar valdes:

- Diskret sprickmodell användes för 3:e ordningens diskontinuiteter.
- Bergmassan ("matrix") med diskontinuiteter av 4:e till 7:e ordningarna betraktas som ett poröst medium.
- Darcys lag användes för vattenomsättningen.
- Bergmassan ("matrix") i 3D, Sprickzonerna i 2D och sprickzonernas skärningar ("kanaler") i 1D implementerades och kopplades in i den integrerade 3D modellen.

Figur 24 visar hur bergmassan fungerar hydrauliskt: Systemet av porösa block innehåller konduktiva komponenter i form av sprickzoner (3:e ordningens diskontinuiteter) som skär varandra och skapar storskaliga kanaler.

Figur 24 Koppling av olika genomsläppliga komponenter i berget

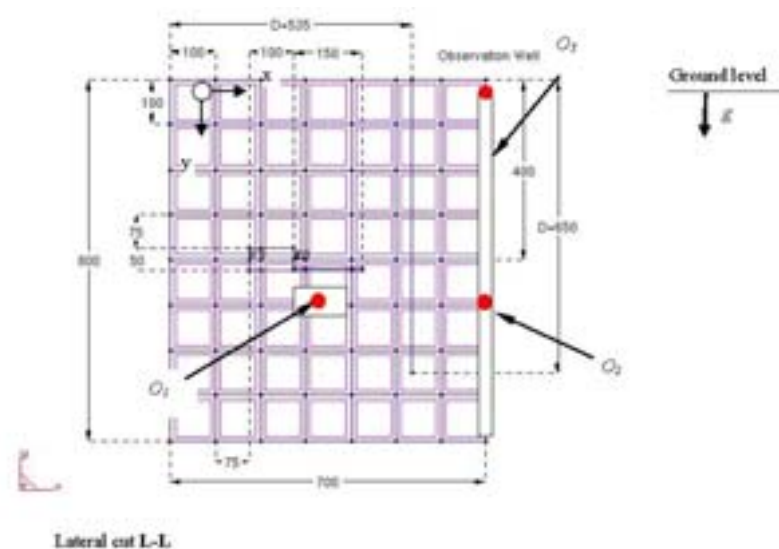


Hydrauliska data valdes enligt Tabell 13. Figur 25 visar ett vertikalt snitt genom elementmodellen för spridningsanalys med tre observationspunkter varav två (O2 och O3) är belägna i en tänkt observationsbrunn – "dricksvattenbrunn" – på 275 m horisontellt avstånd från bergrummet.

Tabell 13 Hydraulisk konduktivitet K och jondiffusivitet D hos komponenterna i systemet berg och ingenjörbarriär [1,5]

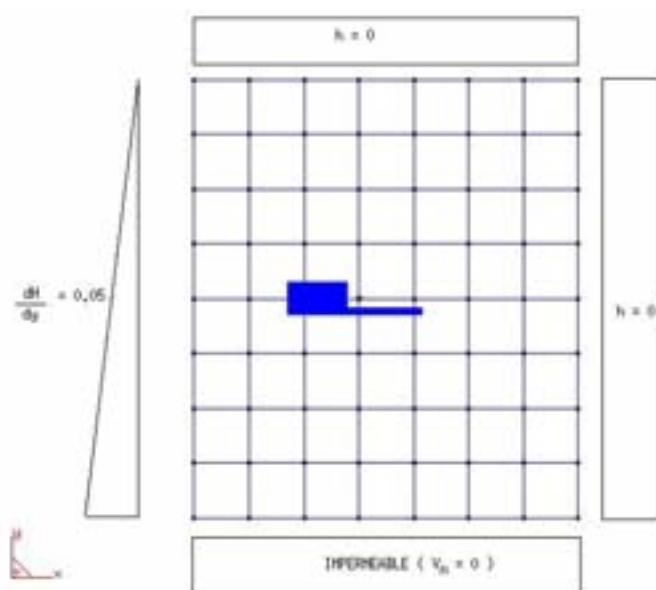
Parameter	Lermaterial	Berg ("porösa mediet")	Sprickzoner	EDZ runt bergrummet	EDZ runt orten (tunneln)
K	m/s	1E-10	1E-9	1E-7	1E-7
D	m ² /s	1E-10	1E-9	1E-7	1E-7

Zn som separat element eller $[\text{Zn}(\text{OH})_3]$ -och $[\text{Zn}(\text{OH})_4]^{2-}$, i jämvikt med $\text{Zn}(\text{OH})_{2(s)}$ kan antas för elektrolytfattigt grundvatten medan dess förekomst i salt grundvatten blir av formen $\text{ZnCO}_{3(aq)}$ och ZnCl^+ . I fortsatta analyser bör jämviktning med de fasta faserna $\text{Zn}(\text{NH}_3)_2\text{Cl}_{2(s)}$ och $\text{ZnCl}_2 \cdot 4\text{Zn}(\text{OH})_{2(s)}$ i batterimassan beaktas.

Figur 25 Vertikal sektion genom bergrum och ort samt observationspunkt under gruvan och observationsbruk på 275 m avstånd från bergrummet

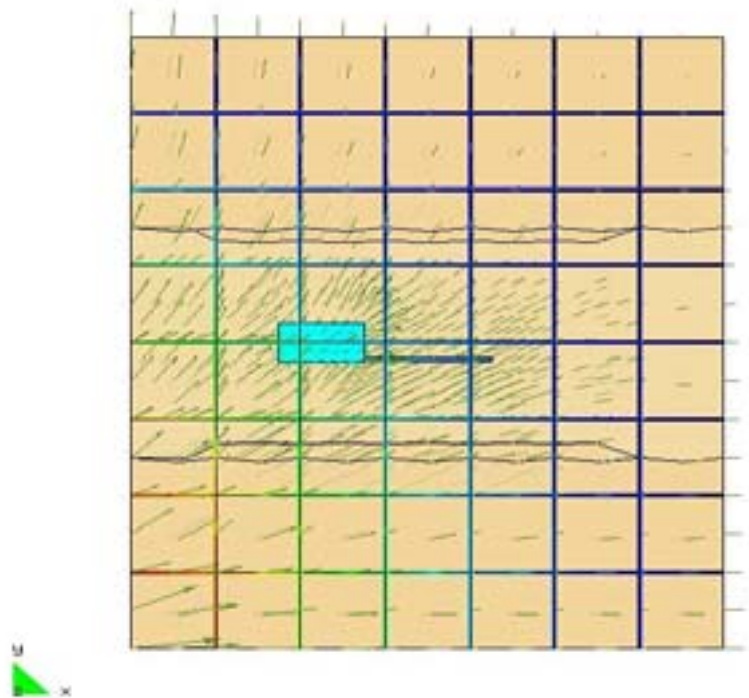
De hydrauliska gränsvillkoren med hydrostatisk fördelning av trycktillskottet på inströmningssidan innebärande en horisontell hydraulisk gradient av i medeltal 5 procent framgår av Figur 26.

Figur 26 Hydrauliskt gradientvillkor (överttryck >0) för gruvberget



Det initiala tillståndet när det gäller zinkkoncentrationen är att den för tiden $t=0$ är lika med noll i hela massan. Resultatet av flödesanalysen illustreras av Figur 27 som visar flödes hastigheten i sprickzonsystemet i vektorform under steady state-förhållanden.

Figur 27 Vektorplottning av strömningshastigheter i gruvberget



5.4.4 Spridningsanalys för exemplet Stripa gruva i kristallint berg

Grundantagandet beträffande källtermen var att batterimassan blandats med Friedland Ton i massförhållandet 50:50 och att zink utgjorde 25 viktprocent av batterimassan. Den diffusiva transporten av zink i lerbarriären förutsattes ske med diffusionskoefficienten $E-9 \text{ m/s}^2$ och fördröjning genom sorption motsvarande K_d -faktorn $0.02 \text{ m}^3/\text{kg}$ samt relationen:

$$R = +1 K_d \frac{\rho}{n} \quad (5-1)$$

där $n = 0.25$ är porositeten och ρ densiteten medan R är en retardationsfaktor med värdet $R = 121$. K_d -värdet är mycket konservativt

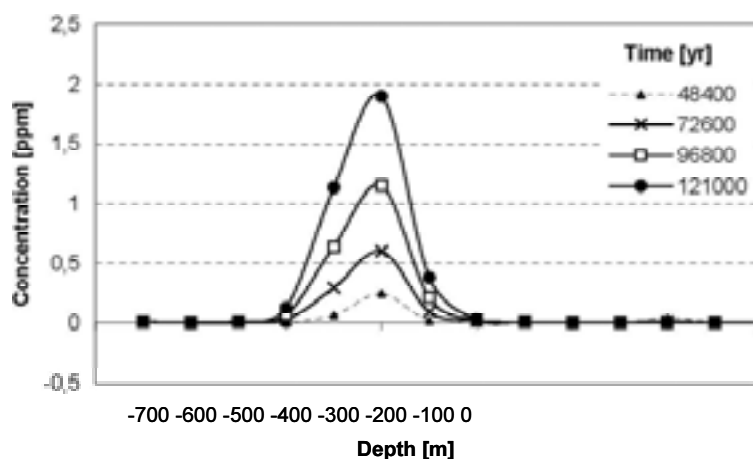
eftersom det kan variera mellan 0.0014 and 320 m³/kg enligt mätningar i mer än 70 undersökningar [5].

Koncentration av zink i observationsbrunnen ("dricksvattenbrunnen")

Beräkningarna visar att under 120 000 år kommer inte koncentrationen av zink i någon del av brunnsvattnet att överstiga 2 ppm (Figur 28), dvs. lägre än tillåtet gränsvärde för dricksvatten (3 ppm) och av samma storleksordning som i normalt brunnsvatten. Det är emellertid inte sannolikt att man överhuvudtaget skulle kunna finna zink som emanerar från avfallet ens efter flera hundra tusen år i brunnen på grund av de extremt konservativa förutsättningarna för beräkningarna:

- Lerbarriären antas helt vattenmättad från start (i bergrummet dröjer bevätningen i själva verket många tusentals år).
- Hela zinkinnehållet antas löst och fritt att migrera genom diffusion och strömning från start (i själva verket innebär lösningskinetiken en avsevärd fördröjning).
- Ingen fördröjning av zinkjontransporten antas ske som följd av sorbering på mineral i sprickzonerna (i sprickzoner av 3:e ordningen finns en betydande mängd klorit och glimmer samt smektit som sprickmineral och deras jonbytespotential innebär sorption och fördröjning av migreringen).
- Värdet på retardationsfaktorn R är avsevärt lägre än som rapporteras i litteraturen [5].

Figur 28 Zinkkoncentrationen i den djupa observationsbrunnen ("dricks-vattenbrunnen") som funktion av tiden efter förslutning av förvaret



Slutsatser från funktionsanalysen

Den viktigaste slutsatsen från den integrerade funktionsanalysen är att orter och mindre rum i gruvor av Stripatyp omges av mindre stört berg än mycket stora bergrum och kräver därför ett minimum av stabilisering. Batteriavfallet i mindre rum exponeras emellertid tidigare för inträngande grundvatten och det ger snabbare en högre koncentration av toxiska avfallskomponenter i gruvans omgivning än vid deponering i stora rum. Den stora avfallsmängden ger efterhand naturligtvis ett större bidrag till grundvattenkontamineringen.

När det gäller spridningen av toxiska avfallskomponenter sker den utomordentligt långsamt i berg av Stripatyp och ger koncentrationer av zink som är lägre än tillåtet och det först efter etthundratusen år. Härfter innebär spridningsscenariot att koncentrationen minskar. Det är sannolikt att det i verkligheten är tal om ännu långsammare spridning och lägre koncentrationer i gruvans närfält och på större avstånd.

6 Riskaspekter

Den avgörande frågan när det gäller praktisk tillämpning av förfarandet att innesluta batteriavfall i packat lermaterial av den beskrivna typen är hur spridd den farligaste toxiska komponenten kommer att vara sedan vattenmättnadsprocessen kommit långt. Man kan urskilja följande stora funktionsrelaterade riskfrågor när det gäller bufferten:

1. Hur är den kemiska och fysikaliska långtidsstabiliteten hos ingenjörbarriären, dvs. lerinbäddningen?
2. Hur effektivt kan förvaret förslutas och vilka material kan användas för detta?
3. Vilka exogena effekter, t.ex. tektonik och glaciation, kan påverka isoleringspotentialen hos batteriförvaret?

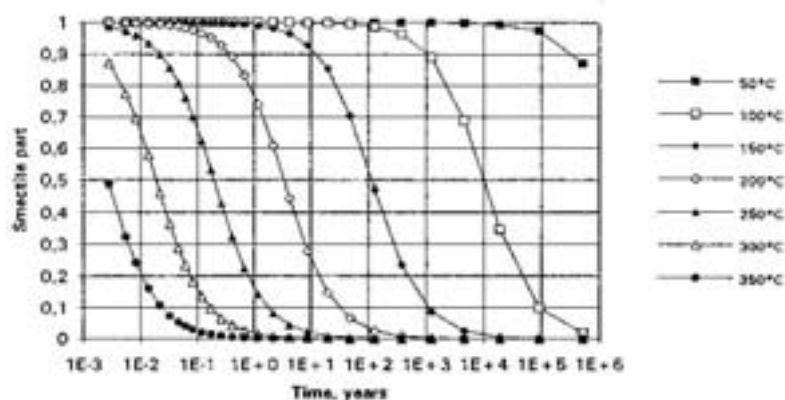
1. Kemisk och fysikalisk stabilitet hos lerinbäddningen

Smektitiska leror är känsliga för $\text{pH} < 6$ och $\text{pH} > 10$. Bestämning av pH hos genomströmmat porvatten i laboratorieförsöken med Friedland Ton med batterier visar att värdet stabiliseras på cirka 8–9, innebärande obefintlig risk för lösning eller omvandling av lerinbäddningen. Däremot undergår sådana leror jonbyte och för Friedland Ton är det tal om byte av ursprungligen sorberat Na till tvåvärda joner som härrör från perkolerande grundvatten eller från batteriinnehållet, dvs. kalcium, zink, mangan eller kvicksilver. Härvid ändras genomsläppligheten men när det gäller Friedland Ton är påverkan liten och hänsyn härtill tagen i funktionsanalysen.

På lång sikt kan smektiter omvandlas till icke svällande mineral (illit och klorit) enligt Ekv. 5–2, vilket medför ökad genomsläpplighet och förlust av expanderbarheten. Processen är starkt beroende av temperatur och tillgång på kalium som framgår av diagrammet i Figur 29, som grundar sig på SKBs modell för naturlig konvertering av smektitisk inbäddning av kapslar med högaktivt avfall [1,3,5]. Den avgörande faktorn är temperaturen och om den förblir lägre än 30–50°C kommer omvandlingen till icke svällande lera i batteriförvaret att vara försumbart liten under flera hundra-tusen år oberoende av tillgången på kalium.



Figur 29 Diagram över förväntad omvandling av smektit till illit för aktiveringsenergin 27 kcal/mole. "Smectite part 1" representerar oomvandlad, dvs. 100 procent smektit, som svarar mot 97 procent efter 100 000 år vid 50°C och mot 50 procent efter 10 000 år vid 100°C



När det gäller fysikalisk stabilitet har gasbildning betydelse. En av reaktionsprodukterna från korrosion av alkaliska batterier och kvicksilverbatterier är vätgas och även ammoniakgas kan erfarenhetsmässigt bildas i batterimassan. Att gasbildning är en realitet visar det faktum att tiden för vattenmättnad vid laboratorieförsöken var 50 procent kortare än i lera utan batterier då Hg-batterierna inte var genomkorroderade från början, men 50 procent längre då dessa var höggradigt korroderade. Bildad gas bygger upp ett tryck som, då det överskrider lerans svällningstryck, banar sig väg i ett fingerlikt mönster genom leran och vidare genom "EDZ" till skärande sprickor och sprickzoner i berget. Om leran har god expanderbarhet kommer de skapade kanalerna att självläka vid tryckfall medan de kvarstår i icke expanderande lermaterial och därigenom permanent ökar vattengenomsläppligheten. Leror med hög halt av vissa smektitmineral, som montmorillonit, är ytterst gynnsamma därvidlag men de är känsliga för högre salthalter. Friedland Ton framstår som ett optimalt alternativ.

2. Hur effektivt kan förvaret förslutas och vilka material kan användas för detta?

En särskild fråga gäller kemisk samverkan mellan avfallets lerinbäddning och betong i pluggkonstruktioner. Vid användning av Portlandcement i betongen kan det höga pH (>11) ge upphov till lösning av lermineralen och det är därför angeläget att använda låg-pH cement. Denna fråga har belysts i flera EU-projekt (bl.a. ECOCLAY, [9]) som rört omvandling av smektitrika leror och i en specialstudie av samverkan mellan låg-pH betong och Friedland Ton [10]. Den sistnämnda är relevant i detta sammanhang.

I studien [10] var kompakterad Friedland Ton med en torrdensitet av $1\,400\text{ kg/m}^3$ i kontakt med strömmande cementvatten från MERIT 5000 (34 procent SiO_2 , 13 procent Al_2O_3 , 17 procent MgO and 31 procent CaO) av svensk tillverkning och ELECTROLAND (3 procent SiO_2 , 41 procent Al_2O_3 , 39 procent CaO and 16 Fe-föreningar) av spansk ursprung under 5 månader. Vid testernas slut undersöktes lera med röntgendiffraktionsteknik och elektronmikroskopi. Undersökningen visade:

1. pH hos perkolaten låg mellan 7.4 and 9.4 och visar att inget av cementmaterialen hotar beständigheten hos lera av typ Friedland Ton. En viss, ringa lösning av lermineralen, speciellt klorit, ägde dock rum.
2. Illitisering ägde inte rum (Figur 30 visar samma mönster för lera påverkad och opåverkad av cement).
3. Lerans mikrostrukturella uppbyggnad hade inte ändrats. Samma vågiga struktur och fördelning av porer ses i opåverkad och cementpåverkad lera.
4. Efter perkoleringen bestämdes den hydrauliska konduktiviteten och svällningstrycket hos lera och de befanns vara desamma som hos obehandlat lermaterial av detta slag.

3. Exogena effekter

Liksom när det gäller långlivat radioaktivt avfall bör man beakta och räkna in påverkan av klimatiska förändringar och tektoniska processer i funktionsanalyserna. Beträffande klimatpåverkan är framtida glaciationer de viktigaste processerna och man kan med rimlig tillförsikt tillämpa samma synsätt som SKB utvecklat. Det innebär att erosion innebärande avskalning och bortförande av berggrundsmaterial av framryckande glaciärer inte förväntas ske till mer än 200 m vid tiofaldig glaciation/deglaciation. Permafrost kan utbildas till några hundra meters djup och det innebär islinsbildning och permanent förlust av lerinbäddningens homogenitet. Placering i gruvrum på minst 300 m djup eliminerar den risken.

När det gäller inverkan av tektonik kan man i praktiken bortse härifrån om avfallsmassan inte genomskärs av någon rörelsezon som är kraftigt vattenförande. Det beror på att smektitiskt lermaterial till skillnad från t.ex. cement är duktilt och självläkande vid skjuvning.

7 Slutsatser

Allmänt

Inbäddning av batteriavfall i smektitiskt lermaterial och anbringande i djupa gruvor kan ge utomordentligt effektiv isolering. Det har genom EU-projektet Low Risk Deposition Technology rörande frågan om det är möjligt att till rimlig kostnad åstadkomma effektiv isolering av batteriavfall i nedlagda gruvor, visats att man under obegränsad tid kan få en lägre halt av det toxiska referenselementet zink i deras omgivning än gränsvärdet för dricksvatten.

För teknisk/ekonomisk optimering eftersträvas minimering av lerinbäddningens tjocklek och densitet och det har visats att enkel lagervis utläggning och packning av lerblandat batteriavfall och ren lera är tillfyllest. Med utnyttjande av relativt stora bergrum bör det vara möjligt att genom särskilt anpassad teknik och materialval få ned kostnaderna under den nivå, cirka 66 Euro per kubikmeter lerinbäddat avfall som beräknades i projektet. Den summan svarar ungefär mot en avfallsmassa av 1 ton. Transportkostnader och investeringar för t.ex. pumpning och försörjning med elkraft och ventilation är då inte medräknade, vilket innebär att gruvor med

sådan infrastruktur är de främsta kandidaterna för härbärgering av batteriavfall.

Valet av lermaterial har avgörande betydelse för funktionen hos avfallsmassan i förvaret och för kostnaderna för dess isolering. Med den bakgrund som mångårigt forsknings- och utvecklingsarbete inom SKB:s ansvarsområde givit kan man se smektitiska lermaterial som lämpliga. Ett kommersiellt tillgängligt lermaterial av den typen, Friedland Ton, visar sig vara särskilt lämpligt på grund av sin relativt stora okänslighet för höga salthalter i porvattnet när det gäller täthet, expanderbarhet och sorption och det användes därför i det aktuella EU-projektet som referenssubstans. Detta lermaterial är också referenssubstans i SKB:s utveckling av tekniker för återfyllning av tunnlar med deponeringshål för radioaktivt avfall. Beroende på kostnaden för materialet och eventuellt erforderlig förbehandling i form av torkning och malning kan andra material bli attraktiva och kostnadseffektiva och ett sådant är den litauiska leran av Tertiär ålder som har förutsättningar för att fungera tillräckligt väl i ett gruvförvar.

Funktionsanalys

För att få en uppfattning om hur spridning av frigjorda toxiska ämnen från avfallsmatrisen kan ske i verklig bergmiljö, dvs. där transporten i fjärrfältet sker via strömning i berg med realistisk strukturell uppbyggnad, har pilotberäkningar gjorts med fingering av slutförvaring av alkaliska och Hg-batterier i Stripa gruva. Resultatet av arbetet kan sammanfattas på följande sätt:

- Zink är det mest betydelsefulla toxiska elementet som avgår från såväl alkaliska batterier som Hg-batterier.
- Migrering av Zn från batterier till omgivande permeabelt berg ("EDZ") sker inte via strömning utan via diffusion som inte startar förrän lerinbäddningen är höggradigt vattenmättad, en process som kan ta flera tusen år i anspråk.
- I strukturellt normalt berg med en "referensbrunn" (observationsbrunn) belägen cirka 275 m från ett gruvförvar på 400 m djup i berg med en regional hydraulisk gradient av 0.05 (m/m) kommer inte tungmetaller från avfallet att finnas i brunnsvattnet förrän efter 50 000 år och då i försumbara koncentrationer.

Annat avfall

En allmän slutsats av arbetet är att konceptet med lerinbäddning av fast eller solidifierat kemiskt avfall i djupa gruvor ger utomordentligt goda förutsättningar för helt säker slutförvaring. Det är därför angeläget att anpassa och tillämpa metodiken på slutförvaring av andra typer av mycket toxiskt avfall och här står pesticider som viktigaste avfallssubstans. De har vätskeform och måste i första hand solidifieras, vilket kan göras enkelt genom blandning med smektitisk lera. Används Friedland Ton bör viktsproportionerna avfall:lera vara 1:3. I EU-projektet Low Risk Deposition Technology undersöktes pesticiden Dichlorvos som sorberas i och på expanderande lermineralpartiklar och dess molekyler visade sig ha en rörlighet som ungefär svarar mot den hos elementet zink vid inbäddning i Friedland Ton.

8 Referenser

- 1 Pusch, R., 1994. Waste Disposal in Rock, Developments in Geotechnical Engineering 76. Elsevier Publ. Co (ISBN: 0-444-89449-7).
- 2 Pusch, R., 1995. Rock Mechanics on a Geological Base. Developments in Geotechnical Engineering, 77. Elsevier Publ. Co. ISBN: 0-444-89613-9.
- 3 Pusch, R. & Yong, R., 2006. Microstructure of Smectite Clays and Engineering Performance, Taylor & Francis (ISBN: 10: 0-415-36863-4).
- 4 Pusch, R., 2007. Geological storage of Radioactive Waste (Springer Verlag), under framställning.
- 5 Popov, V., Pusch, R., 2006. Disposal of Hazardous Waste in Underground Mines. WIT Press (ISBN: 1-85312-750-7).
- 6 Pusch, R., 2002. The Buffer and Backfill Handbook. Part 2: Materials and techniques. SKB Technical Report TR-02-12. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Stockholm.
- 7 SKI, 2005-2007. Rapporter avseende studier av NSR.
- 8 Degryse, F., Bross, K., Smolders, E., Merckx, R., 2003. Soil solution concentration of Cd and Zn can be predicted with CaCl₂ soil extract', European Journal of Soil Science, 54, pp. 149-157.

- 1 Huertas, F. et al., 2000. Effects of cement on clay barrier performance, ECOCLAY project. Final report Contract No F14W-CT96-0032, European Commission, Brussels.
- 2 Pusch, R., Zwahr, H., Gerber, R., Schomburg, J., 2003. Interaction of cement and smectitic clay – theory and practice. Appl. Clay Sci. Vol.23, pp 203-210.

Geologiska förutsättningar för undermarksförvar

Slutförvaring av kvicksilver i gruvor

Sven Arvidsson
Sveriges Geologiska undersökning

Inledning

Föreliggande PM är framtagen för att ge underlag för diskussioner om lagring av kvicksilverhaltigt avfall i gruvor. Informationen bygger på bergverksstatistik samt internt material m.m. om gruvorna.

Urval

En sammanställning har gjorts över de gruvor som var i drift i Mellansverige under 1949 (Tabellbilaga 6.1). I sammanställningen har lagts till uppgifter som är eller kan vara av relevans för urval av gruvor att studera vidare.

Flertalet av gruvorna som var i drift 1949 har lagts ner och endast ett fåtal finns fortfarande i drift.

Vid urval av vilka gruvor som kan vara värda att studera ytterligare har kriterier som djup, volym, vattenflöde, tillgång till infrastruktur inklusive schakt med hiss eller ramp för nedfart, geologi etc. använts.

Tre gruvområden som är i drift har tagits med eftersom det kan vara en fördel att deponera i gruvor som är drift där schakt och ramper hålls i gott skick av gruvföretaget och där skicklig personal finns tillgänglig. Tanken med att överväga gruvor i drift är att i

dessas gruvor finna lämpligt utrymme för deponin, endera i lämnade rum som inte längre behövs i brytningen eller också att spränga ut ett särskilt utrymme för ändamålet i ett sådant område i gruvan där det inte finns någon malm eller som i övrigt inte behövs för gruvdriften. Det tregruvorna som föreslås av denna kategori är Zinkgruvan, Garpenberg och Gåsgruvan (vid Persberg).

Övriga gruvor som föreslås för en mera ingående undersökning är Kantorp, (bra läge mellan Katrineholm och Flen), i Södermanlands län, Ställbergsfältet (djup gruva), Stripa (välkänd geologi efter KBS-studier) och Stråssa i Örebro län. Bäcke-gruvan (finns troligen lave med hiss kvar), Kallmorafältet (finns lave kvar på aktivt industriområde) och Mimerfältet (laven finns centralt i Norberg) i Västmanlands län, Vintjärn (två lavar finns kvar), Idkerberget Vintjärn (två lavar finns kvar), Tuna Hästberg (betonglave finns kvar) och Håksbergsfältet (lave finns kvar i Håksberg, men också ramp i Iviken som sitter ihop med Ickorrbotten-Håksberg och Källbotten). i nuvarande Dalarnas län.

I många av de förslagna gruvorna torde det finnas kalkstens-kroppar i berget i vilka avfallet skulle kunna deponeras. Vid fortsatt utredning bör i första hand gruvkartorna hos bergmästaren studeras där man kan se såväl geologin som rummens och ortarnas utsträckning i tre dimensioner.

Rapport

Slutförvaring av kvicksilver i statens civila beredskapslager av olja

Carl-Magnus Backman
Sveriges Geologiska undersökning
Enheten för miljö och geokemi

Inledning

Föreliggande rapport är framtagen på uppdrag av Sten Bjurström, Miljödepartementet för att belysa möjligheterna att slutförvara kvicksilverhaltigt avfall i statens civila beredskapslager av olja. Informationen i rapporten bygger på internt material vid SGU och personlig information från handläggare som arbetat med avveckling av lagren.

Allmänt om statens civila beredskapslager av olja

Antalet civila beredskapslager för olja var ursprungligen 42 stycken som överfördes till Statens oljelager och senare till Sveriges geologiska undersökning med uppdraget att avveckla verksamheten, tabellbilaga 6.2.

Allmänt kan lagren beskrivas som bestående av ett eller flera bergrum i allmänhet under grundvattenytan med en volym på berg rummen mellan 10 000 till 130 000 kbm. Oljelagret i Ludvika som hade en volym på 170 000 var beläget i en gammal gruva med en avvikande konstruktion från de övriga. Berg rummen ligger med ett undantag mellan 20 till 50 meter under markytan. Ovanför berg rummen finns ett ortssystem som sammanbinder de olika rummen.

I ortssystemet fanns den tekniska utrustning som behövdes för drift av anläggningen. Ovan jord fanns en förvaltningsbyggnad, i vissa fall utrustad med hiss ned till det övre ortssystemet, samt lastnings- och lossningsplats. Lastning och lossning av oljeprodukter skedde i allmänhet via järnväg eller båt. Biltransporter förekom även, men i mindre utsträckning.

Två lagringstekniker användes, den med rörlig vattenbädd som innebar att den fria volymen ovanför produktytan hölls konstant genom att vattenmängden i bergrummet anpassades efter produktmängden, och den med fast vattenbädd som innebar att bergrummet i princip endast innehöll produkt.

I dagsläget är majoriteten av lagren miljösäkrade eller sålda. De två kvarvarande inte miljösäkrade lagren i Pilgrimsstad och Blädinge kommer att miljösäkras år 2008/2009. De sålda anläggningarna används fortfarande som oljelager.

Avvecklade och miljösäkrade oljelager

Den grundläggande filosofin med miljösäkring av oljelagren var att de oljeprodukter som efter utpumpning och rengöring av bergrummen fanns kvar skulle genomgå en bakteriell nedbrytning under relativt lång tid (ett tidsperspektiv upp till år 2050). Under den tiden skulle det grundvatten som passerat igenom bergrummet tas ut under kontrollerade former antingen vid en passiv utströmning genom en så kallad hydraulisk avledning till en recipient eller genom utpumpning. Innan försegling av bergrummen har dessa i möjligaste mån gjorts rena genom att vattenytan har tillåtits stiga till högsta tillåtna lagringsnivå varefter vätskeytan har skummats på flytande produktrester som därefter har pumpats ut. I huvuddelen av de avvecklade och miljösäkrade oljelagren har införts en så kallad hydraulisk avledning, vilket innebär att en ledning har borrats in i berget mellan en recipient och bergrummet. Tanken är att bergrummen skall fyllas med grundvatten och när grundvattennivån når recipientens vattenyta kommer vatten att flöda ut från bergrummet via en kontrollbrunn. Föroreningsnivån på det utströmmande vattnet kontrolleras stickprovsmässigt att föroreningshalter ligger inom fastställda värden.

När de första anläggningarna avvecklades tömdes det övre ortssystemet på allt material men under senare skede revs enbart material av ekonomiskt värde eller sådan material som har negativ

påverkan på miljön. Detta innebär att stål och aluminiumkonstruktioner kan finnas kvar i ortssystemet.

Den mark som hörde till bergrummen har huvudsakligen sålts. För kontroll av grundvattnet i kring bergrummet har ett antal observationsrör etablerats. Bergrummen, observationsrören och vissa markrestriktioner har knutits som servitut till den mark som kvarstår i statens ägor. I vissa fall har staten inte kvar någon äganderätt till mark utan innehar erforderlig nyttjanderätt till annans mark.

Krav på bergrum på slutförvar av kvicksilver

Den modell för slutförvar av kvicksilver som den beskrivs i delrapporten "M2005:2 – Utredning av slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall, Stockholm 2006", innebär att kvicksilverhaltigt avfall i form av sulfid eller selenid kan, i närvaro av grundvatten deponeras i djupförvar. Kvicksilverhaltigt avfall i övrigt som skall deponeras i djupa förvar bör överföras till kvicksilversulfid eller koppar-amalgam. För material som inte lämpar sig för överföring bör någon form av ingjutning äga rum.

Djupförvaret och vald metod för deponering skall säkerställa att läckaget blir litet och endast skall kunna åstadkomma små tillägg till naturliga halter i mark, vatten och luft. Anläggningen skall i princip alltid betraktas som säker och inte lägga bördor på kommande generationer. Djupförvaret skall ej hindra en framtida användning av markytan och oavsiktligt intrång i deponin skall så lång som möjligt förhindras.

De fysiska krav som finns på anläggningen är dels en form av ovanjordsanläggning för mottagning av material med schakt eller ramp ned till deponeringsnivån. Deponeringen skall ske på 300–600 meters djup och den totala volymen på bergrummen uppskattas till mellan 15 000 och 100 000 kbm. Under driftstid (uppfyllningstiden) krävs kvalificerade system för ventilation, länshållning, säkerhetssystem och kommunikation.

Kraven på berggrunden är att det bör vara relativt sprickfritt för att hålla grundvattenflödet genom lagret på en låg nivå. Förvaringsmodellen innebär att ett lermaterial (bentonit) placeras kring förvaringskapslarna för att minimera utläckage av kvicksilver.

Övriga krav som har uppställts är att risken för intrång är liten, till exempel genom borrhning av brunnar i närheten av lagret.

Oljelager som slutförvar för kvicksilver

Man kan omedelbart konstatera att de gamla civila beredskapslagren för petroleumprodukter inte uppfyller kraven på djup, för förläggning av ett kvicksilverlager. De svenska lagren är placerade på ett djup omkring 20 till 50 meter. Ett lager är något djupare, det så kallade gasollagret i Otterbäcken som är placerad med botten på ett djup av 145 meter under markytan. De önskade volymerna på bergrum finns dock, vilket framgår av bilagan.

Vid övervägande av användning av oljelager måste man beakta ett antal komplicerande faktorer.

Oljelagrens geografiska lokalisering

Dessa lokaliserades med tanke på god tillgång till transporter antingen via båt, järnväg eller i undantagsfall landsväg. De lager som hade tillgång till båttransport kan generellt bedömas ha attraktivt läge långt in i framtiden vilket gör att man inte kan utesluta oavsiktlig påverkan i framtiden (exempelvis Kristinehamn, Köping, Lärbro, Motala, Otterbäcken, Vänersborg). Ett antal oljelager har en relativt central placering i tätort (Köping, Jönköping, Ludvika, Vad och möjligen även Vilshult). Lagret i Junsele är placerad inom naturreservatet Långvattnet, Köping cirka en km från ett naturreservat, Blädinge i närheten av sjön Salen med stora naturvärde och Lycksele cirka två km från ett naturreservat. Anläggningarna i Vad och Värnamo är placerade relativt nära betydande sötvattenförekomster (Barken respektive Vidösten).

Lagrad produkt

I de olika bergrummen har olika typer av kolväten lagrats, från kolväten med korta kedjor som gasol (Otterbäcken) till tunga brännoljor i Ludvika. De vanligaste produkterna var diesel och bensin. I Vad lagrades flygbensin MC-77.

Vid bedömning av möjligheten att lagra kvicksilver i oljeberg-rum måste man beakta att rester av kolväten finns kvar i rummen. Detta kan dels innebära ett arbetsmiljöproblem under själva uppfyllande tiden och dels ett problem om kvicksilver läcker ut eftersom det kan finnas kvar rester av organiskt material som med kvicksilvret kan omsättas till lätttrörliga organiska kvicksilver-

föreningar. Gasollagret i Otterbäcken har gasfriförklarats och innehåller således inget organiskt material och erfarenheten av långvarig luftning av anläggningen i exempelvis Skogaby och Pilgrimsstad visar att även bensinanläggningar kan fås fria från petroleumkolväten.

Anläggningar där diesel och tyngre produkter har lagrats torde dock kräva omfattande mekanisk rening av cisternerna innan lagring kan påbörjas.

Geologi och grundvattentillrinning

Förläggningen av bergrummen förefaller ha styrts av andra faktorer än tillgång till homogent berg med liten vattengenomsläpplighet. I fallet Sala visade det sig exempelvis att berget var extremt sprickigt med hög genomströmning av grundvatten, vilket ledde till att geometrin för bergrummen ändrades.

För att få ett mått på genomströmningen har i bilagan angivits hur lång tid det förväntas ta innan bergrummen i en anläggning fyllts med grundvatten. Denna tid varierar från mindre än ett år (Gällö) till cirka 80 år (Ramsjö). Anläggningen i Jönköping, som bestod av plåtklädda cisterner inne i ett bergrum, var belägen över grundvattenytan, liksom Lärbro 3.

Infrastruktur

För miljösäkrade anläggningar gäller att den infrastruktur som fanns ovanjord är borta. Förvaltningsbyggnader har rivits eller sålts och järnvägsspår har tagits bort. De schakt eller andra öppningar som medgav tillträde till det övre ortssystemet har gjutits igen.

Från det övre ortssystemet är tillgången till ett enskilt bergrum begränsad. För att komma ned i ett bergrum finns normalt endast en manhålslucka (ofta 900 mm diameter). Det hisschakt som finns för att komma ned i det övre ortssystemet är inte placerat i anslutning till öppningen till ett bergrum.

För att genomföra en lagring i bergrum med allt det som det innebär i form av transport av behållare, lagring av dessa på ett systematiskt sätt och efterföljande kontroll, torde det bli nödvändigt att ta upp nya schakt antingen från det övre ortssystemet eller från markytan och låta alla transporter ske via hiss.

En bättre möjlighet att få tillgång till lagren torde vara att öppna det påslag som användes för att ta ut bergmaterial i samband med att bergrummen byggdes. Detta skulle i så fall möjliggöra transport med fordon in i bergrummet.

Påslaget och övre delen av tillfartsorten till första betongbarriären är fylld med massor. De arbetsorter som användes för att ta ut material från bergrummen är också tillslutna med betongbarriärer vid anslutning till respektive bergrum. .

I samband med avvecklingen öppnades påslag och alla barriärer så när som på en till anläggningen i Värnamo för att möjliggöra inspektion av bergrummen. Fullständig kontakt finns nu mellan de fyra bergrum som utgör anläggningen. Påslag och barriär övre barriär i tillfartsort har senare förslutits, men anläggningen i Värnamo är antagligen den miljösäkrade anläggning som är lättast att komma in i.

Legala aspekter

Vid tidigare diskussioner rörande alternativanvändning av gamla oljelager för lagring av miljöfarligt avfall lyfts fram aspekten att juridiska komplikationerna kan uppstå i samband med diskussioner om ansvarsförhållanden om den miljöfarliga oljelagringsverksamheten ersätts med annan miljöfarlig verksamhet. Om staten ikläder sig ett ansvar för slutförvaring av kvicksilver är denna invändning oviktig.

Etablering av kvicksilverlager kräver dock återköp av mark.

Slutsatser

Huvudinvändningen mot att lagra kvicksilverhaltigt avfall i gamla oljelager är att de ligger på litet djup i förhållande till vad som är önskvärt. En komplicerande faktor är att det torde kräva omfattande åtgärder för att förändra miljösäkrade lager, där miljösäkringen är inriktad på ett perspektiv på cirka 50 år varefter föroreningen förväntas vara försvunnen, till ett lager där perspektivet är mycket långsiktigt, det vill säga föroreningskällan kommer ständigt att finnas kvar.

Tabellbilaga 6.1

Gruva/Gruvfält	Malm- typ	Drift- start	Nedlagd år	Uj/ Dagbr	Djup	Mton	Vatten- förling		Anläggningar	Anfart
Stockholms län										
<i>Häverö kommun</i>										
Herrängsfältet	Fe			uj				leptit-granit	troligen inte	
Uppsala län										
<i>Alunda kommun</i>										
Ramhällsfältet	Fe	1861	1975	uj				leptit, skarn, kalkst	?	
<i>Films kommun</i>										
Dannemora gruvor	Fe	1481	1992	uj	620 m	24		hällfl, kalkst	lave, verk kvar	hiss
<i>Lena kommun</i>										
Salsta gruvor	Fe				92 m					
Södermanlands län										
<i>Sköldinge kommun</i>										
Kantorps gruvfält	Fe	1855	1967	uj		6,1		pegmatit, skarn	lave kvar?	
Floda kommun										
Stavsfältet	Fe, Mn		1967	uj	120 m?					
<i>Tunabergs kommun</i>										
Stora Uttervik	Mn			db?	liten				dagbrott litet	
Strömhultsgruvan	Mn			db?						
Östergötlands län										
Tjällmo kommun										
Baggetorps- och alggruvorna	W			uj?	små gruvor					
Jönköpings län										
Smålands Taberg	FeTi			uj	inte speciellt djup			Ti-Fe		stoll
Värmlands län										
<i>Färnebo kommun</i>										
Persbergs odalfält	Fe	1400	1977	uj		7,7			lave kvar?	
Långbansfältet	Fe	1710	1961	uj		1,3			lave kvar	
<i>Nordmarks kommun</i>										
Tabergs gruvor	Fe		1962	uj						
Finnmosse gruvor	Fe		1973	uj					riven	
Nordmarks gruvor	Fe	1600	1965	uj		6,5				
Värmlandsbergs- gruvan	Fe			uj					troligen riven	

Gruva/Gruvfält	Malm- typ	Drift- start	Nedlagd år	Uj/ Dagbr	Djup	Mton	Vatten- föring		Anläggningar	Anfart
Örebro län										
<i>Nora kommun</i>										
Stribergs gruvfält	Fe	1500	1967	uj		5,2				
Rödbergssfältet	Fe			uj?						
Pershyttefältet	Fe	1600	1961	uj		4,8				
Knutsbergsgruva n	Fe			uj?						
<i>Hjulsjö kommun</i>										
Ösjöbergssfältet	Fe		1964	uj						
<i>Hällefors kommun</i>										
Sirsjöbergssfältet	Fe		1961	uj						
<i>Hammar och Lerbäckss kommuner</i>										
Ämmebergs zinkgruvor	Zn, Pb	1857	pågår	uj		>18				schakt, hiss
<i>Kopparbergs köping</i>										
Kaveltorpsfältet	Pb, Zn	1857	1973?	uj		1,1				
Ljusnarsbergs gruvfält	PB, Zn, Cu		1973	uj					gruvcirkus	
<i>Ljusnarsbergs kommun</i>										
Ställbergssfältet	Fe	1870	1970	uj	1000 m?	6,5			lave kvar?	
Polhemsgruvan				uj						
Hagggruvefältet	Fe			uj					lave kvar	
Sköttgruvan	Fe	1873	1972	uj		3,3				
Mossgruvan	Fe		1972	uj					lave kvar	
Bastkärrsfältet	Fe	1854	1978	uj		6,2			riven	
Yxsjöbergssfältet	W	1728	1989	uj		5,2			laven kvar?	
<i>Linde kommun</i>										
Stripa odalfält	Fe	1400	1977	uj		16,1			laven kvar?	
Fanthyttefältet	Fe			uj	liten					
Högbansfältet	Fe			uj	liten					
Nybergssfältet	Mn		1969	uj	liten					
Lovisagruvan	Pb, Zn		pågår	uj					ramp	
Håkansboda	Co			uj	liten				liten lave	
<i>Ramsbergs kommun</i>										
Blankafältet	Fe			uj						
Stråssa gruvfält	Fe	1857	1982	uj		28			laven kvar	
Västmanlands län										
<i>Sala stad</i>										
Sala silvergruva	Zn	1500	1962	uj		1,6			lave finns	turistgru va
<i>Skinnskattebergs kommun</i>										
Riddarhytte odalutmål	Fe	1700	1979	uj		1,6				
Källfallsfältet	Fe			uj						
Persgruvefältet	Fe			uj						
Bäckegruvan	Fe, Cu		1979	uj					lave och verk kvar	

Gruva/Gruvfält	Malm- typ	Drift- start	Nedlagd år	Uj/ Dagbr	Djup	Mton	Vatten- förling		Anläggningar	Anfart
Norbergs municipal- samhälle										
Eskilsbacksfältet	Fe			uj					rivet	
Norbergs kommun										
Kallmorafältet	Fe			uj					lave kvar?	
Risbergsfältet (Bondgruvan)	Fe			uj	>190 m?				ramp, pluggad	
Morbergsfältet	Fe			uj						
Norrbergsfältet	Fe			uj						
Getbacksfältet	Fe	1350	1980	uj		34,7				
Rödbergsfältet	Fe			uj						
Klackbergsfältet	Fe		1963	uj	200??			senare dolomit	lave kvar	
Nya och gamla Kolningsbergfält en	Fe		1967	uj						
Mimer = Karlavagnsfältet	Fe	1908		uj		kvränd			lave, verk	
Fagersta stad										
Semlafältet	Fe		1967	uj				senare dolomit	lave riven?	
Bäckgruvan	Fe			uj						
Kopparbergs län										
Falu stad										
Falu gruva	S-kis, Cu	1000	1992	uj, dagb		28,15			via dagbrott	
Svärdsjö kommun										
Vintjärnsfältet	Fe	1731	1978	uj		7,4		gnejs, kalkst	två lavar finns	
Svärdsjö gruvfält				uj						
Vika kommun										
Kalvbäcksfältet	Zn, Pb			uj						
Stora Skedvi kommun										
Lövåsfältet	Pb, Zn			uj?						
Stora Tuna kommun										
Idkerbergsfältet	Fe, P	1901	1977	uj	800 m	10,7		skarn, diab	lave kvar	
Tuna Hästbergs- fältet	Fe	1648	1968	uj		6,4		skarn, kalkmalm	lave kvar	
Silvbergs kommun										
Hästahagbergs- gruvan	Fe, Mn	1860- talet		uj?	285?			skarn		
Sätters kommun										
Bispbergsfältet	Fe	1380	1967	uj	300– 380 m	2,61		kvränd	lave kvar?	
Garpenbergs kommun										
Smältarmoss- gruvorna	Fe	1873	1979	uj		3,7			lave kvar	
Intrångets gruvor	Fe	1934	1969	uj		5,2			lave kvar	
Garpenbergs odalfält	Zn, Pb, Cu	1300	pågår	uj		8			lave kvar + ramp	
Haggruvefältet	Fe			uj						

Gruva/Gruvfält	Malm- typ	Drift- start	Nedlagd år	Uj/ Dagbr	Djup	Mton	Vatten- förling		Anläggningar	Anfart
<i>Grängärde kommun</i>										
Grängesbergs exportfält	Fe	1500	1989	uj		150			lavar kvar	
Risbergsfältet	Fe		1980	uj					lave kvar	gaslager
Saxbergsfältet	Zn, Pb, Cu	ca 1890	1988	uj					inget kvar	
<i>Ludvika kommun</i>										
Blötbergsgruvan	Fe	1768	1979	uj	600	18,8	mkt vatten		lave kvar	ramp Fredmun- dberg
Håksbergsfältet	Fe	1550	1979	uj		18,2	ganska torr?		lave kvar, ramp lär finns i Iviker	
Lekombergsfältet	Fe	1860	1945	uj		2,9			ej lave	
Sörviksfältet	Fe			uj					ej lave	
Källbottenfältet	Fe			uj					ej lave	schakt finns
<i>Ludvika stad</i>										
Hillängsgruvan	Fe	1917	1950	uj		1		oljelager	lave kvar – oljelager	
<i>Norrbärke kommun</i>										
Nybergsfältet	Fe	1600	1965	uj		3,7			ej lave	
Kärrgruvefältet	Fe		1965	uj					ej lave	
Stollbergs- och Svartbergsfälten	Pb, Zn, Fe, Mn	1300	1981	uj		4			ej lave	Lustigkul- la- laven
Grängsgruvan	Zn, Pb			uj					ej lave	nej, rivet
Gävleborgs län										
<i>Hofors kommun</i>										
Nyängsfältet	Fe		1966	uj	657 m		sjöar	skärnmalm		
Storstrecksfältet	Fe		1962	uj			sjöar			
<i>Torsåkers kommun</i>										
Bodåsfältet	Fe		1973	uj				skärnmalm, granit	lave kvar?	

Tabellbilaga 6.2 – vissa egenskaper hos civila beredskapslager för olja

I tabell bilaga 6:II listas vissa egenskaper av intresse i sammanhanget. I bilagan visas vilken eller vilka produkter som lagrats i anläggningen. D/B betyder diesel och bensin. Sålda anläggningar eller anläggningar som övergått till annan statlig huvudman (Skredsvik) markeras med x och behandlas. De anläggningar som i dagslägen är miljösäkrade markeras med x. Ungefärlig uppfyllningstid för bergrummen anges där denna är känd. De två sista kolumnerna markera om det finns två diskvalificerande faktorer – djup respektive geografisk belägenhet, vilket kan vara antingen läge i eller i närheten av tätort eller belägenhet till hänsynskrävande omgivning.

Statens civila beredskapslagar av olja

Egenskaper av intresse vid kvicksilverlagring							
	Lagrad Volym m ³	Produkt	Sålda	Miljösäkr	Uppfyllningstid	Diskvalificerande faktorer Djup	Läge
Asphyttan	37000	Diesel		x	15 år	x	
Blädinge	73000	Diesel			*	x	
Bålsta	121000	Diesel		x	50 år	x	x
Gånghester	50000	Diesel		x	12 år	x	
Gällö	70000	D/B		x	<1 år	x	
Gävle			x				
Göteborg			x				
Hofors	54000	Diesel		x	ca 2 år	x	
Junsele	74000	Diesel		x	*	x	x
Jönköping	80000	Bensin		x	Över grv	x	x
Kristinehamn	37000	Bensin		x	18 år	x	x
Köping 1	35000	D/B		x	3 år	x	x
Köping 2	130000	Diesel		x	30 år	x	x
Ludvika	170000	Diesel		x	*	x	x
Lycksele	73000	Bensin		x	*	x	x
Lärbro 165 (D)	14000	Diesel		x	ca 2 år	x	x
Lärbro 141 (B)	13000	Bensin		x	ca 2 år	x	x
Lärbro Ovanjord	10000			x	Över grv	x	x
Motala	48000	Diesel		x	10 år	x	

Egenskaper av intresse vid kvicksilverlagring							
	Lagrad Volym m ³	Produkt	Sålda	Miljösäkr	Uppfyll- ningstid	Diskvalificerande faktorer Djup	Läge
Murjek	55000	Diesel		x	<1 år	x	
Norrköping			x				
Nynäshamn			x				
Oskarshamn			x				
Otterbäcken D	114000	Diesel		x	10 år	x	x
Otterbäcken G	130000	Gasol		x	25 år	x	x
Pilgrimsstad	43000	Bensin			*	x	
Piteå			x				
Ramsjö	57000	Diesel		x	80 år	x	
Sala	120000	Bensin		x	*	x	
Skattkärr	40000	Diesel		x	2 år	x	
Skogaby	133000	D/B		x	ca 2 år	x	
Skredsvik			x				
Strömstad			x				
Uddevalla			x				
Vad	27000	MC77		x	*	x	x
Vetlanda	112000	Diesel		x	18 år	x	
Vilshult	55000	Diesel		x	5 år	x	x
Vänersborg	12000	Diesel		x	*	x	
Värnamo	53000	D/B		x	5 år	x	x
Västerås			x				
Åtvidaberg	46000	Diesel		x	10 år	x	

* Anläggning med rörlig vattenbädd i driftsskedet. Uppfyllnadstid för bergrummet har ej bestämts.

Kvicksilver i naturen – omvandlingar, kretslopp och förekomst av en ”rörlig pool”

Professor Arne Jernelöv

Sammanfattning

Kvicksilver genomgår i naturen en serie kemiska och biokemiska omvandlingsreaktioner vilka medför att ämnet genom att ändra egenskaper deltar i ett flertal olika biogeokemiska kretslopp. I detta är det unikt som miljögift.

Dessa kretslopp i biosfären sker med olika tidskonstanter – från månader och år till sekler och millenia – men innebär alla att kvicksilvret i dem har en hög sannolikhet att återkomma till utgångspunkten eller växla över till ett annat kretslopp. Endast i ringa utsträckning finner kvicksilvret i biosfären en väg ut ur kretsloppen till en varaktig vila i geologiska strukturer. Denna omständighet (som påminner om människans roll i vissa religioner) gör att det kvicksilver som människan historiskt – avsiktligt genom gruvbrytning eller oavsiktligt genom koleldning – mobiliserat från geosfären i stor utsträckning finns kvar i biosfären och deltar i kretslopp som medför fortsatt exponering av ekosystem och människor. Denna ”rörliga pool” till vilken såväl konquistadorer som industrisamhället bidragit och som ger upphov till vad vi vardagligt kallar ”bakgrunds nivåer” är i dag 2–3 gånger så stor som den var i förhistorisk tid. Endast genom att aktivt demobilisera kvicksilver kan människan minska den rörliga poolen och därmed den globala biosfärens kvicksilverinnehåll.

Lite kvicksilverkemi som bakgrund

Oorganiskt kvicksilver förekommer i naturen i två huvudsakliga former: Som elementärt eller metalliskt kvicksilver, Hg^0 , och i oxiderad tvåvärd form, Hg^{2+} . Den förra är den form som medelålders och äldre människor känner igen från kvicksilvertermo-

metrar. Den är flytande vid rumstemperatur och påminner om smält silver. Kvicksilvrets kokpunkt är över tre hundra grader men liksom andra flytande ämnen, t.ex. vatten, avdunstar det – om än långsamt – vid mycket lägre temperaturer inklusive de som råder i vår omgivning. Elementärt kvicksilver är alltså flyktigt och finns som ånga i luften. Tillsammans med andra metaller, t.ex. guld, koppar, silver och tenn bildar det amalgamer – ömsesidiga lösningar. Som grå-svart tandlagningsmaterial är det välkänt.

Oorganiskt tvåvärt kvicksilver är en jon som kan bilda salter och komplex med ett stort antal ämnen. En del av dessa, som kvicksilversulfid och -selenid, har extremt låg löslighet i vatten. Andra, som kvicksilveroxid och -klorid, är lösliga.

Kvicksilver kan också förekomma i organisk form och i naturen bildas metylkvicksilver i två former, mono- och dimetylkvicksilver, CH_3Hg^+ , resp $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Den förra är vattenlöslig och har förmågan att passera biologiska membran och barriärer som blod/hjärn- och placentabarriärerna. Den senare är flyktig.

Omvandlingar av betydelse för kretslopp i akvatiska system

Då förekomsten av en rörlig pool av kvicksilver till vilken människans olika utsläpp bidragit och bidrar är det centrala rationella argumentet för åtgärder, som syftar till att aktivt skilja kvicksilver som finns i teknosfären från biosfären, och då insikten om förekomsten av en sådan pool vuxit fram gradvis som en del av studier och modellering av kvicksilvrets bio-geo-kemi och ännu inte kan sägas vara allmänt känd, redovisats kunskapsutvecklingen vad gäller omvandlingar av betydelse för kvicksilvrets kretslopp i akvatiska system i ett historiskt sammanhang. Man kan då urskilja tre "epoker" i forskningshistorien. En som sträcker sig från mitten av 1960- till slutet av 1970-talet, en annan från slutet av 1970- till slutet av 1980-talet och en tredje därefter. Under den första var focus i forskningen på metylkvicksilver och förekomsten därav i fisk och Japan och Sverige var ledande länder. I den andra låg tyngdpunkten på atmosfärisk långdistanstransport med USA i forskningsfronten och i den tredje har intresset främst riktats mot kvicksilveranvändning i tropikerna och ämnets omsättning där och i världshaven med ett brett internationellt deltagande.

Vad var känt om biologisk metylering av kvicksilver och andra biokemiska omvandlingar innan situationen i tropisk och subtropisk miljö studerades?

Biologisk kvicksilvermetylering upptäcktes av svenska forskare 1967. Den första rapporten beskrev hur oorganiskt tvåvärt kvicksilver som sattes till sjösediment till en del omvandlades till metylkvicksilver av de där befintliga mikroorganismerna. Processen förklarade hur det kunde komma sig att fisk som levde i kvicksilverförorenade vatten kunde innehålla nästan hundra procent av sitt kvicksilver i metylform trots att alla kända utsläpp innehöll oorganiskt kvicksilver eller fenylkvicksilver.

Att levande organismer skulle producera metylkvicksilver var överraskande. En ledande amerikansk forskare på området har kallat det "den mest häpnadsväckande upptäckten på det metalltoxikologiska området". Orsaken till denna förvåning var att metylkvicksilver för människor och andra djur liksom för fåglar är betydligt giftigare än oorganiskt kvicksilver och att organismer, när det gäller naturligt förekommande ämnen, som regel beter sig ändamålsenligt. Då ter sig nedbrytning av den giftigaste formen rimligare än syntes.

Många organismer bryter också ned metylkvicksilver liksom andra organiska kvicksilverföreningar. Det var känt långt innan den biologiska metyleringen av ämnet upptäcktes. Till demetylerarna hör också bakterier och svampar, vilket gör att mikroorganismer i en och samma miljö både bildar och bryter ner metylkvicksilver i olika biokemiska processer. Man kan därför tala om t.ex. metyleringshastighet såväl brutto som netto.

Upptäckten av den biologiska metyleringen av kvicksilver utlöste en period av intensiv forskning avseende kvicksilvrets omvandling mellan olika förekomstformer i naturen och speciellt i akvatisk miljö. En serie nya upptäckter följde också. Bildning av dimetylkvicksilver som en möjlig slutprodukt av biologisk metylering var en sådan. Denna flyktiga kvicksilverform hittades först i en ruttnande fisk. Senare fastslogs att slutresultatet av den biologiska metyleringen tenderar att bli monometylkvicksilver vid låga pH-värden och dimetylkvicksilver vid höga.

Det var sedan länge känt att en kvicksilverdroppe, alltså elementärt eller metalliskt kvicksilver, oxideras på ytan om det ligger länge i luft och alltså omvandlas till tvåvärt kvicksilver, som tillsammans med syre bildar en gråsvart hinna av kvicksilveroxid på droppen.

Den erforderliga redoxpotentialen för denna oxidationsprocess var också känd. Just därför föreföll det märkligt att detsamma skulle kunna ske under vatten i sjösediment. Vattnets mycket låga syrehalt jämfört med luftens gjorde att redoxpotentialen inte kunde nå det ovan nämnda kritiska värdet. Likväl ledde även utsläpp av metalliskt kvicksilver till vattendrag till förhöjda halter av metylkvicksilver i fisken där. Förklaringen stod att finna i det tvåvärda kvicksilvrets mycket höga affinitet för organiskt material och i synnehet för svavel och selen. Om den oxiderade formen binds mycket starkt till närvarande ligander minskar detta den för oxidation erforderliga potentialen. Kviksilver kan oxideras under vatten i organiska sediment. Bindningsstyrkan betecknas med den grekiska bokstaven alfa och kanske kan man utan att häda hävda att denna alfa-koefficient är en grundbult i förståelsen av metallers miljö-kemi.

Ett par biokemiska mekanismer för biokemisk metylering av kvicksilver beskrevs också tidigt. Bägge ledde vidare till förklaringar och förståelse av kvicksilvrets miljöbiokemi och ekologi. Den först beskrivna mekanismen var resultatet av lyckade *in vitro* (utan levande organismer) försök med överföring av metylgrupper från metylkobalamin, vitamin B¹², till oorganiskt tvåvärt kvicksilver. Metylkobalamin är ett ämne som hos många organismer spelar en avgörande roll i ett mycket stort antal biokemiska metyleringsreaktioner. I vissa organismer är denna metylgruppsbärare särskilt aktiva. Det hör s.k. metanogena bakterier som lever i syrefattiga miljöer och producerar metan. Efter upptäckten av denna mekanism för biologisk kvicksilvermetylering var nästa steg att i naturen undersöka metyleringsaktiviteten i de miljöer mellan aeroba (syresatta) och anaeroba (syrefria) där metanogena bakterier är rikligt förekommande. Som väntat befanns den vara mycket hög.

Den andra biokemiska mekanismen kunde beskrivas efter en serie försök med olika mutanta stammar av brödmöglet *Neurospora crassa*. Den kan beskrivas som en felsyntes av den svavelhaltiga aminosyran metionin i närvaro av kvicksilver. Kviksilver som har en mycket hög affinitet för svavel binder till den svavelatom i homocystein på vilken en metylgrupp skulle ha placerats för att det skulle bli metionin. När kvicksilvret sitter där hamnar metylgruppen på det i stället och metylkvicksilver bildas.

Metionin är en aminosyra som finns hos de allra flesta levande organismer, men den syntesväg vars slutsteg beskrivits ovan finns

bara hos lägre organismer. Högre djur och växter framställer det på annat sätt.

När denna mekanism var klarlagd hade ett mycket stort antal bakterier och svampar hunnit testas för sin förmåga att metylera kvicksilver och samtliga undersökta former hade denna förmåga. Detta till skillnad mot däggdjur, fåglar, fiskar, grodor, kräft- och blötdjur som saknade den. För de allra flesta mikroorganismer gällde också att deras aktivitet beträffande metylering av kvicksilver korrelerade väl med deras allmänna biologiska aktivitet mätt som syreförbrukning eller dehydrogenasaktivitet. (Dehydrogenas är ett enzym som är centralt i cellers energiförsörjning.) Undantag från denna korrelation med en mycket högre kvicksilvermetylering förekom, som ovan sagts, i miljöer utan syre och utan fria sulfidjoner.

Den hypotes, som så att säga gav sig själv, var att felsyntesen av metionin var den bland mikroorganismer allmänt förekommande biokemiska mekanismen för metylering av kvicksilver, medan vissa – de metanogena – hade ytterligare en syntesväg och därigenom en mycket högre kvicksilvermetyleringsaktivitet.

Senare undersökningar har visat att även en annan grupp av bakterier som lever i gränslandet mellan aeroba och anaeroba förhållanden, sulfatreducerarna, har en mycket hög aktivitet med avseende på kvicksilvermetylering. De finns också ofta vid syresprångskikt i den fria vattenmassan förutom i sedimenten. Vilken biokemisk mekanism de använder sig av i metyleringsprocessen är ännu inte klarlagt.

Än mycket senare har det också visats att det också i oceanernas ytvatten produceras metylkvicksilver i stora mängder. Här är dock slutprodukten huvudsakligen dimetylkvicksilver, vilket är i enlighet med den tidigare observationen från limnisk miljö att metyleringsprocessen resulterar i mest dimetylkvicksilver vid pH över neutralpunkten. Världshaven är svagt alkaliska. Vilka organismer som utför kvicksilvermetyleringen i oceanernas väl syresatta ytvatten är inte känt. Deras metyleringsaktivitet är mycket hög. Metanproducerande och sulfatreducerande bakterier kan det inte vara just på grund av den höga syrehalten i vattnet. Ringa tillgång till organiskt substrat gör även andra heterotrofa (sådana som lever av att bryta ned organiskt material = de flesta) bakterier mindre sannolika och svampar kan nästan uteslutas. Mikroskopiska planktonalger eller autotrofa ("självnärande" med fotosyntesförmåga) bakterier har föreslagits som kandidater, men hypotesen har inte

verifierats. Den biokemiska mekanismen som dessa effektiva metylerare använder är inte heller känd.

Förvåningen var som sagt stor när det visades att metylkvicksilver syntetiserades av organismer. Den blev till att börja med inte mindre när det också visade sig att mikroorganismer med god metyleringsförmåga var mer toleranta mot oorganiskt tvåvärt kvicksilver än de med sämre. För bakterier och svampar var metyleringen ett sätt att avgifta kvicksilvret! Förklaringen till detta ligger i metylkvicksilvrets förmåga att lätt och snabbt passera biologiska barriärer som cellmembran, blod/hjärn barriären och placentan. För högre organismer med differentierat nervsystem och intrikat fosterutveckling innebär detta att metylkvicksilver till skillnad mot oorganiskt tvåvärt tar sig till de känsligaste ställena – hjärnan och fostret. För bakterier och svampar innebär det att metylkvicksilver, som bildas i cellen, lätt tar sig ut genom cellmembranen. Metyleringen möjliggör en passiv utsöndring av kvicksilvret, skulle man kunna säga.

Metylering är inte det enda sätt som mikroorganismer kan avgifta oorganiskt tvåvärt kvicksilver på. Vid den tid då svenska forskare först studerade metyleringsprocessen höll deras japanska kollegor på med studier av bakteriell reduktion av oorganiskt tvåvärt kvicksilver till elementärt. De påvisade processen och klarlade en del av biokemin bakom den och konstaterade också att de bakteriegrupper som var goda kvicksilverreducerare också hade högre tolerans för oorganiskt tvåvärt kvicksilver.

Då elementärt kvicksilver är flyktigt antas mikrobiell kvicksilverreduktion vara en viktig faktor bakom 'degasing', avgång av kvicksilver från mark och vatten till luft.

Ytterligare en mekanism för produktion av metylkvicksilver finns beskriven. Den involverar humus. Forskare hade funnit att när oorganiskt tvåvärt kvicksilver sattes till steriliserade prover, som innehöll humus, så kunde en liten mängd metylerat kvicksilver extraheras. En större mängd eller upprepad tillsatts till det sterila provet ökade inte den utvinnbara metylkvicksilvermängden. Om däremot provet återinfekterades och fick stå en stund innan det åter steriliserades och oorganiskt tvåvärt kvicksilver tillsattes erhöll en mindre tillskottsmängd av metylkvicksilver. Den förklaringshypotes som växte fram ur detta sade att oorganiskt tvåvärt kvicksilver kunde binda till ett begränsat litet antal tillgängliga metylgrupper i humus för att sedan extraheras som metylkvicksilver. När provet för en tid återinfekterades frilade mikroberna nya

metylgrupper till vilka kvicksilver kunde binda. Metylkvicksilver i jonform erhöles vid båda tidpunkterna genom att extraktionsprocessen spjälkade av metylgruppen med vidhängande kvicksilver från resten av humusmolekylen.

Om man ska kalla processen kemisk eller biokemisk blir en definitionsfråga, då själva metylgruppsöverföringen, enligt hypotesen, sker på rent kemist väg, medan tillgången på metylgrupper, som kvicksilvret kan binda till, kommer av mikroorganismernas attacker mot humuskomplexen.

Humus spelar också en central roll för förklaringen av de slående höga metyilkvicksilverhalter som man fann i områden, t.ex. nya vattenkraftsmagasin, som nyligen satts under vatten. Det var i Kanada och Finland, som man först observerade fenomenet, men det har sedan konstaterats på många håll i taiga- (det nordliga barrskogs-) bältet. Förklaringen var att kvicksilver som var bundet till humusämnen i jord innan uppdämningen skedde blev tillgängligt för metylering när det hamnade under vatten.

I ett skede av forskningen om biologisk metylering av kvicksilver ägnades betydande intresse åt balansen mellan metylering och demetylering och frågan om de båda processerna påverkades olika av omgivningsparametrar som temperatur, pH och syrehalt. Nettometyleringen, skillnaden mellan de två processerna, visade sig ha ett svagt negativt samband med temperatur och ett starkt negativt samband med pH-värde och syrehalt. Beroendet var dock inte linjärt utan var mest uttalat vid riktigt låga, arktiska, temperaturer och när nästan inget syre fanns. (Suhetsmåttet pH är en logaritmisk funktion så frågan om linjäritet är lite mer komplex.)

Studier av nettometyleringshastigheter, som ju direkt är avhängiga av balansen mellan metylering och demetylering, har dock förblivit svåra av rent metodologiska skäl även om resultat som de ovan redovisade kan anses rimligt tillförlitliga. Bara som ett litet exempel på de svårigheter som forskaren möter kan nämnas att båda processerna är beroende av substratkoncentrationen. Om man alltså startar ett experiment med att tillsätta oorganiskt tvåvärt kvicksilver har den ena processen, metyleringen, sitt substrat till hands men inte den andra, demetyleringen, eftersom inget metyilkvicksilver ännu hunnit bildas. Initiellt blir allt metyleringshastigheten brutto lika med den netto. Allt eftersom metyleringen fortgår ökar mängden metyilkvicksilver medan mängden tillgängligt oorganiskt kvicksilver minskar. Nybildningen av metyilkvicksilver avtar alltså och nedbrytningen ökar. Man skulle kunna föreställa sig

att de två processerna efter en tid skulle finna en jämvikt, men så är det bara om de fysiskt kemiska förhållandena förblir konstanta liksom populationen av mikroorganismer, men detta är osannolikt såväl i laboratoriemiljö som under fältmässiga förhållanden.

Dessa svårigheter blir än större genom de högst olika hastigheter med vilka huvudprodukterna, metylkvicksilver och oorganiskt tvåvärt kvicksilver, kan passera cellmembran och andra barriärer. Metylkvicksilver gör detta lätt och fort och kan därför lämna den mikroorganismcell, där det bildades. Oorganiskt tvåvärt kvicksilver binder å andra sidan starkare till organiskt material och andra ligander. Detta medför att om processerna sker i sediment kan omrörning radikalt förändra förutsättningarna och resultaten. Sammantaget medför dessa och många andra metodologiska problem att fältobservationer av nettometyleringshastighet är svåra att göra med rimlig tillförlitlighet och att laboratorieförsök är nästan omöjliga att få representativa.

Redan innan forskningen om kvicksilver i miljön på allvar påbörjats hade geologer och mineralforskare observerat förekomsten av mycket höga kvicksilverhalter i järn- och manganmoduler på havsbotten. Senare i samband med miljömotiverade studier av kvicksilverhalt i botten sediment konstaterades samma sak i myr-malm på bottenarna i svenska och finska insjöar och i Bottenviken. Detta ledde till spekulationer om olika mekanismer för samutfällning av järn och kvicksilver i syrerikt vatten.

Vad hade studier i tempererade områden lärt oss om kvicksilveranrikning och -halt i fisk?

Utan att ha nämnvärd kontakt med varandra var svenska och japanska forskare först med att beskriva vissa grundläggande mönster för kvicksilvers förekomst i fisk. Till dessa hör att halten är högre i större och äldre individer av en art och högre i rovfisk än i plankton- och bottenfauneätare.

Ett viktigt genombrott kom sedan när en svensk forskare fann att kvicksilver i fisk till nästan hundra procent föreligger i form av metylkvicksilver. Det hade avgörande betydelse för den toxikologiska riskbedömningen men spelade också en stor roll för förståelsen av upptags- och anrikningsmönster. Den bild som stegvis framträdde var följande:

Fisk tar upp kvicksilver från vatten och via födan. Upptag sker i princip av många olika förekomstformer, organiska lika väl som oorganiska, men det sker i särskilt hög grad av metylkvicksilver beroende på att ämnet både är fettlösligt och på att det snabbt och lätt passerar cellmembran. Väl inne i fisken kan oorganiskt kvicksilver utsöndras och vissa organiska former, som fenyلكvicksilver, brytas ned. Det gäller dock inte metylkvicksilver, som fisk varken kan utsöndra eller metabolisera. Väl inne i fisken stannar det där. En följd av detta är att fiskens 'body burden' aldrig minskar och att dess koncentration av metylkvicksilver bara kan minska genom utspädning i en större kroppsvolym till följd av tillväxt. Detta fordrar dock att fisken flyttar till en mindre belastad miljö (som t.ex. laxsmolt kan göra om de vandrar från en förorenad älv ut i havet). Blir fisken kvar under samma omständigheter fortsätter den ta upp metylkvicksilver via andningsvatten och föda och dess halt ökar därför vanligen med storlek och ålder. Detta kallas bioackumulation. Då fiskar liksom alla organismer behöver äta mer än de själva tillväxer – ofta tio kilo för att själva öka ett – koncentrerar de persistenta (svårnedbrytbara) ämnen som de inte kan utsöndra. Då de alltid därigenom får högre halter än deras bytesdjur/föda har kommer organismer på toppen av näringskedjan att få de högsta halterna. Detta kallas näringskedjeanrikning eller biomagnifikation. En orsak till att äldre individer av en art tenderar att ha högre koncentration än en yngre med samma vikt är att den behövt äta mer för att nå den storlek den har, då den måst underhålla den s.k. basmetabolismen (som ej medför tillväxt) under längre tid.

Metylkvicksilver i akvatiska system utgör ett nästan perfekt exempel på ett ämne som bioackumuleras och anrikas i näringskedjan. Stora exemplar av topp-predatorerna i de akvatiska systemen, som gädda i våra insjöar och hajar i världshaven, får därmed de högsta metylkvicksilverhalterna. Givetvis spelar den lokala föroreningssituationen också en mycket stor roll. I vattendrag med direkta utsläpp av kvicksilver kan halterna bli mycket höga. Delångerån i Sverige är ett sådant exempel där det svenska rekordet för kvicksilverhalt i fisk, en gädda, noterades i slutet av 1960-talet med 17 ppm eller mg/kg. Denna notering var förvisso exceptionellt hög och överträffas bara av en del fisk från Minamatabukten i Japan. (Där de tidiga analyserna utfördes med en äldre och mindre säker kolorimetrisk metod, ditizonmetoden.) Dock var halter upp till 5 ppm vanliga i större rovfiskar från vattendrag med direktutsläpp av kvicksilver både i Skandinavien och Nordamerika.

Systematiskt förhöjda kvicksilverhalter i fisk påträffades dock inte bara i vattendrag med direkta kvicksilverutsläpp utan också generellt i försurade sjöar. Många försök gjordes att förklara detta fenomen. Metyleringsprocessen med monometylkvicksilver var en förklaringskandidat, styrkan av de kemiska komplex som oorganiskt tvåvärt kvicksilver bildar vid lågt pH en annan. Så småningom visade sig huvudförklaringen vara den förändring av näringskedjan, som leder till rovfisken ifråga, som inträffar när försurningskänsliga arter försvinner. Nära nog generellt kan man säga att i sjöar med ett pH på 5 eller lägre är kvicksilverhalten i enkilos rovfiskar 1 ppm eller mer.

Från de öppna oceanerna rapporterades höga metylkvicksilverhalter i de stora rovfiskarna haj, tonfisk och svärdfisk. Individer med en storlek på 20–30 kg hade ofta kvicksilverhalter på 1 ppm och större individer än mer. I Medelhavet nås 1 ppmgränsen vid redan vid halva denna fiskvikt.

Vad kunde vi postulera om effekterna av kvicksilverutsläpp i tropisk och subtropisk miljö från vad vi visste?

Utsläpp av oorganiskt kvicksilver i såväl elementär som tvåvärd form i tropiska ekosystem kunde förväntas leda till förhöjda halter av kvicksilver i fisk, framför allt i form av metylkvicksilver. Koncentrationerna kunde förväntas bli högst i stora och relativt gamla rovfiskar. Givet den svagt negativa korrelation som konstaterats mellan temperatur och nettometylering av kvicksilver, den positiva korrelationen mellan temperatur och tillväxt hos fisken och den negativa korrelationen mellan tillväxthastighet och metylkvicksilverhalt var det dock att vänta att rovfisken i tropiska vattendrag inte skulle nå riktigt samma höga kvicksilverhalter som deras gelikar i kallare områden. Detta naturligtvis under förutsättning att utsläppta mängder och resulterande koncentrationer i sediment och vatten var någorlunda jämförbara.

Förväntningen var alltså uttryckt i kvantitativa termer att kvicksilverhalter över ett par ppm skulle vara mycket ovanliga och bara förekomma i exceptionellt stora fiskar.

Till följd härav kunde fiskätande fåglar och däggdjur förväntas ha förhöjda kvicksilverhalter, men troligen inte mer än vad deras deras demetylerings- och utsöndringssystem, inklusive fjädrar och

päls, kunde klara. Massdöd och populationskrascher var således inte att vänta.

Dammkonstruktioner och nyöversvämmande markområden förväntades inte medföra förhöjda kvicksilverhalter i fisk så som observerats ske i tempererade områden, eftersom jordar i tropiska områden i allmänhet och i regnskogar i synnerhet har lågt innehåll av humus och annat organiskt material.

Vad var motiven för SCOPE's¹ Hg-projekt och varför ville internationella kvicksilverforskare studera situationen i Amazonas?

När SCOPE's kvicksilverprojekt startades 1993 skedde detta med det uttalade syftet att studera om kvicksilver, som släpptes ut i tropiska ekosystem, betedde sig på annat sätt och innebar större risker för människor eller andra arter i ekosystemet, än vad man kunde vänta sig utifrån raka extrapoleringar av de resultat, som erhållits från studier av dess beteende och effekter i kalla och tempererade delar av världen. Det fanns givetvis teoretiska grunder för antagandet att så skulle kunna vara fallet och det fanns preliminära resultat från undersökningar och observationer som föll utanför förväntade ramar.

En grundläggande skillnad mellan de tempererade och subarktiska ekosystemen å ena sidan och de olika tropiska och subtropiska å den andra är givetvis temperaturen. Att biologiska kemiska och många fysiska processer går fortare vid högre temperatur är självklar kunskap för de flesta. Många forskare angav också detta som en orsak att förvänta sig en högre produktion av metylkvicksilver från utsläppen av elementärt och oorganiskt tvåvärt kvicksilver. Tillkommande argument var högre primärproduktion och bildning av organiskt material, mer transport av humus till vattendragen och en därmed och med de stora nederbördsmängderna sammanhängande större uttransport av kvicksilver från mark till vatten.

Flera av dessa argument kunde, som vi redan sett ovan, ifrågasättas redan i utgångsläget, men de tillhörde argumentarsenalen.

¹ International Council of Scientific Unions, ICSU, som kan sägas vara de nationella vetenskapsakademiernas internationella samarbetsorganisation, har en miljökommitté, Scientific Committee on Problems of the Environment, SCOPE..

Mer entydiga var konstaterandet, att medan bottensediment anses vara de viktigaste källorna för produktion av metylkvicksilver i kvicksilverförorenade limniska system i tempererade områden, fanns goda skäl att anta att det i tropiska regnskogar som Amazonas skulle vara översvämningsområden, sumpmarker, flytande vegetationsöar och säsongsmässigt vattendränkta skogar som skulle ha den rollen. Vidare innehåller tropiska ekosystem ett mycket större antal arter och bland dem många specialiserade predatorer (rovdjur). Detta innebär att de kanske bara har en bytesart eller t.o.m. ett utvecklingsstadium av en art. Närbesläktade rovdjurarter eller populationer skulle därmed kunna exponeras för helt olika kvicksilvernivåer och få helt olika halter.

Till följd av den högre artdiversiteten och det lägre antalet individer av varje art ökar beroendet av enskilda individer för artens fortlevnad. Detta gör känsligheten större även om exponeringsnivån inte är högre. Vidare är näringskedjorna i allmänhet längre i de högdiversa ekosystemen i tropisk regnskog och längre näringskedjor ger förutsättningar för högre grad av biomagnifikation. Tropiska ekosystem har vidare som regel mindre förmåga att återhämta sig (resilians) när de väl störts. Många fågelarter t.ex. lägger bara ägg en gång om året, trots den jämna höga temperaturen, och då bara ett ägg åt gången. Återhämtning efter en populationsnedgång blir då ytterst långsam.

De ovan nämnda observationerna, som SCOPE-gruppen hade tillgång till och som föll utanför förväntade ramar, avsåg dels en tidigt publicerad rapport om 15 ppm kvicksilver i en 0,2 kg stor piraya, dels ett korttidsförsök med kvicksilvermetylering, som angav praktiskt taget fullständig omvandling av det tillförda oorganiska tvåvärda kvicksilvret inom loppet av få dygn.

Resultat och slutsatser från SCOPE-projektet och forskning under "epok 3"

Resultat av den typ som nämns ovan har inte erhållits vid upprepade analyser och försök. Den initiella metyleringshastigheten, då brutto- och nettometylering är nästan lika, vid försök med tillsatts av oorganiskt tvåvärt kvicksilver ligger inom ramarna för vad en temperaturkorrigering med Q 10 (fördubblad hastighet vid tio en temperaturhöjning av tio grader Celsius) av resultaten från tempererade områden ger. Annorlunda uttryckt: Kviksilvermetyleringen följer den allmänna mikrobiella aktiviteten utom i gränsområden mellan aeroba och anaeroba zoner. I just den typ av biotoper, som omtalas ovan, som regelbundet nyöversvämmas och där vattenståndet växlar är den mikrobiella aktiviteten och kviksilvermetyleringen initieellt och brutto hög. Vid försök eller mätningar över lite längre tid visar också resultaten från Amazonas att nedbrytningen av metylkvicksilver, demetyleringen, tar fart och så småningom uppvägs en så stor del av bruttometyleringen av metylkvicksilverbildningen netto blir lägre än i jämförbara biotoper i kallare klimat.

Ett mycket stort antal analyser har genomförts och rapporterats från sediment, vatten och fisk från Amazonas. Om de två förra är inte mycket att säga då de höga värdena är helt beroende av lokala kviksilverutsläpp. Resultaten av fiskanalyserna visar på mönster som till stora delar är identiska med de som återfinns i tempererade områden. Den dominerande delen av kvicksilver i fisk föreligger som metylkvicksilver.

(Även om de rapporterade siffrorna oftare är 75–90 procent jämfört med Skandinavien och Nordamerikas 90–100 procent. SCOPE-gruppen gjorde bedömningen att denna skillnad knappast är reell, utan ett resultat av att många forskare i sin egen kvalitetskontroll utesluter delresultat där delen, metylkvicksilverhalten, är större än helheten, totalkvicksilverhalten. Likafullt måste så då och då bli fallet om sanningen är att delen är nästan lika med helheten och bägge analyserna har en inte försumbar osäkerhet. Det som var tänkt som kvalitetskontroll blir då en felkälla.)

Stora fiskar har högre kvicksilverhalter än små artfränder. Rovfisk har högre halter än plankton och växtätare. Fiskar som lever i sura vatten har högre halter än de i neutrala eller svagt alkaliska.

I två avseenden avviker mönstret i resultaten från Amazonas från resultaten från kallare områden. Bottenlevande fiskar med en

huvudsaklig diet av maskar, mollusker och insekter har relativt höga halter av kvicksilver, ofta i nivå med rovfiskarnas. En återtidsvariation synes också föreligga i tropikerna, med högre halter i fisk under torrperioden.

Ett överraskande resultat var en oväntad likhet. I Amazonas och andra delar av Sydamerika innehåller fisken i nybyggda kraftverksdammar höga kvicksilverhalter. Det är t.o.m. så att de allra högsta rapporterade och kvalitetssäkrade värdena för kvicksilver i fisk kommer från stora kraftverksmagasin som är mindre än tio år gamla. Dessa resultat var oväntade då de tropiska och subtropiska jordarna inte innehåller humusbundet kvicksilver på det sätt som jordar i taigaområdet gör.

Undersökningar visade snart att de järnrika tropiska jordarna lika fullt innehåller kvicksilver. Detta är bundet till trevärt järn på samma sätt som i oceanbottens järn- och mangannoduler eller nordisk myrsmalm. Vad som händer när stora djungelområden sätts under vatten utan att vegetationen först avlägsnas är att det organiska materialet från döda träd och annat bryts ner i vattnet och förbrukar syre. När syrehalten blir mycket låg och redoxpotentialen med den reduceras det trevärda järnet till tvåvärt och går i lösning. Kvicksilvret som är inbundet i järnfällningen följer med och blir tillgängligt för metylering i en vattenmiljö på gränsen mellan aerobi och anaerobi, dvs. där metyleringsaktiviteten är som störst.

Överlagrat på detta mönster finns naturligtvis effekterna av den lokala föroreningen. Ju mer kvicksilver som lokalt tillförs vattendraget/området desto högre halt i fisken utan att de ovan redovisade relationerna ändras.

I jämförelse med de metylkvicksilverhalter som förekommer i insjöfisk i tempererade områden är de som rapporteras från tropiska och subtropiska Latinamerika inte särskilt höga. I tropiska Amerika är halter i fisk sällan över 1 ppm och aldrig över 3, inte ens i de största fiskarna från de hårdast kvicksilverförorenade områdena.

Från Afrika och Asien fick avsevärt färre undersökningar av kvicksilver i miljön rapporteras. Fiskens halter ligger väl inom ramen för de från Amazonas med undantag för två anomalier. De storvuxna nilabborrar som utplanterats i Viktoriasjön och kommit att dominera dess ichtyo (fisk) fauna till skada för ett många endemiska ciklidarter har enligt rapporter ofta kvicksilverhalter på

flera ppm. Några kvicksilverkällor, som verkar signifikanta givet sjöns storlek, är inte kända.

Fisk från de djupa, näringsfattiga och svagt alkaliska Tanganyika- och Nyassa- (Malawi-) sjöarna och då särskilt den pelagiska fisken uppvisar mycket låga kvicksilverhalter. Även kilostor fisk kan ha metylkvicksilverhalter på bara några hundra delar ppm.

Dessa resultat avviker kraftigt från de nivåer, som rapporterats från alla andra områden än Bajkalsjön, som SCOPE-gruppen erfor hade liknande superlåga halter i endemiska pelagiska fiskarter bl.a. laxfiskar.

En möjlig förklaring då dessa tre sjöar är mycket djupa är att kvicksilveromsättningen där liknar de öppna oceanernas såtillvida att det kvicksilver som med partiklar först ned under språngskiktet och till botten förblir där och ytvattnets kvicksilvertillförsel domineras av nedfall från atmosfären. Sjöarnas vattenmassa och särskilt ytvattnet är också väl syresatta så någon zon på gränsen mellan aerobi och anaerobi med särskilt intensiv kvicksilvermetylering finns inte. Inte heller verkar det finnas någon motsvarighet till oceanernas metylerare – de som misstänks vara planktiska mikroalger eller autotrofa bakterier. Denna förklaring är dock bara SCOPE-gruppens gissning.

Även rapporterade resultat från södra Asien följer mönstret med högre kvicksilverhalter i stora än i små fiskar, mer i rovfiskar än i växt-, plankton- och bottenfauneätare, men även här är de rapporterade halterna ganska låga, även när fisken kommer från områden med kvicksilverutsläpp. Sällan rapporteras halter av kvicksilver över 1,5–2 ppm. Ett remarkabelt undantag utgör uppgiften att köttet av fiskätande krokodiler från kustområden kan ha upp till 10 ppm i köttet.

Det är värt att uppmärksamma att termer som ”inte särskilt höga” och ”ganska låga” enbart används i den ekotoxikologiska jämförelsen med förhållanden i tempererade områden. WHO's rekommendationer och de flesta i-länders gränsvärden avråder från eller förbjuder mer än tillfällig konsumtion av fisk med mer än några tiondels ppm metylkvicksilver. Mer om toxikologiska effekter följer i nästa kapitel.

Regionala och globala kretslopp och de omvandlingar som ligger till grund för dem

Då förekomsten av en rörlig pool av kvicksilver till vilken människans olika utsläpp bidragit och bidrar är det centrala rationella argumentet för åtgärder, som syftar till att aktivt skilja kvicksilver som finns i teknosfären från biosfären, och då insikten om förekomsten av en sådan pool vuxit fram gradvis som en del av studier och modellering av kvicksilvrets bio-geo-kemi och ännu inte kan sägas vara allmänt känd, redovisats kunskapsutvecklingen vad gäller kvicksilvrets regionala och globala kretslopp och de omvandlingar som ligger till grund för dem i ett historiskt sammanhang.

Modeller över ämnens transporter och omvandlingar utgår från kända egenskaper och fysiskt-kemiska reaktioner hos substanserna samt uppmätta halter av olika förekomstformer i olika medier. Utifrån dessa försöker man sedan beräkna transport- och reaktionshastigheter och de mängder som transporteras eller omvandlas. Rent teoretiskt skulle man naturligtvis kunna gå den andra vägen, men som regel är statiska parametrar lättare att fastställa experimentellt eller analytiskt än dynamiska, som då får beräknas.

Med kännedom om olika kvicksilverformers egenskaper, som sammanfattningsvis redovisats i inledningen och tidigare kapitel, och resultat av haltmätningar i olika medier som luft, havsvatten, mark och biota konstruerades de första modellerna över kvicksilvrets kretslopp. Det skedde på 1960-talet.

Dagens modeller ser ungefär likadana ut vad gäller vilka kvicksilverformer som finns var och hur omvandlingar och transporter sker, men siffervärdena på flöden och mängder i kritiska 'compartments' som luft och (havs)vatten är i dag helt andra.

Orsakerna till detta ligger främst i resultaten från de kemiska analyserna. Man kan roa sig med att göra en skämtpresentation på temat "kvicksilvrets försvinnande" genom att ta t.ex. de resultat avseende havsvattens kvicksilverhalt, som publicerades i internationella vetenskapliga tidskrifter med 'peer review', ett system för kollegors ömsesidiga kvalitetskontroll, under åren 1965–1990. Vid periodens början låg siffran hundra gånger högre än vid dess slut! Det var inte heller så att en enda radikal revidering svarade för förändringen. En sådan skulle ju kunnat följa på ett tekniskt genombrott som medförde en helt ny analysmetod. I stället var det gradvisa förbättringar, där samverkande felkällor och kontaminerings-

risker eliminerades en efter en, vilket gav stegvis lägre och lägre värden som hölls för sanna. Plottade på en kurva ger de en suggestiv bild av fortgående radikala haltminskningar – ”kvicksilvrets försvinnande”. De publicerade och ”försanthållna” halterna i luft genomgick en liknande men inte lika drastisk minskning och processen var inte riktigt lika utdragen i tiden.

(Med denna erfarenhet i bakfickan kan man naturligtvis inte låta bli att fråga sig om vi i dag är helt säkra på att de siffror vi använder oss av är korrekta. Svaret är naturligtvis att vi inte kan vara absolut säkra på det, men att vi som alltid måste arbeta, i all ödmjukhet, med den bästa information som vetenskapen för dagen kan tillhandahålla. En viss trygghet ligger i att siffrorna i stort hållit sig de senaste femton åren och att helt skilda metoder nu finns som ger samma resultat.)

Betydelsen av om halten i media som vatten eller luft är tio eller hundra gånger högre eller lägre förstår man lätt om man tänker sig att vi ska bedöma i hur hög grad mänskliga aktiviteter påverkar situationen. Om t.ex. en industri släpper ut en viss känd mängd kvicksilver i havet respektive luften så kan den vara ett mycket litet tillskott om halterna där redan är (naturligt) höga men ett mycket stort om de är låga.

Atmosfärstransport – hur mycket och hur långt?

Tillskotten av kvicksilver till atmosfären utgörs främst av elementärt kvicksilver, Hg^0 , och dimetylkvicksilver, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, som bägge är flyktiga. Bägge omvandlas efter kortare eller längre tid. Elementärt kvicksilver oxideras till oorganiskt tvåvärt kvicksilver, Hg^{2+} , som är vattenlösligt och kan tvättas ut med nederbörd. Det kan också binda till partiklar i luften och falla till marken med dessa. Dimetylkvicksilvret kan brytas ned på två sätt. I kontakt med syra, t.ex. i områden med utsläpp av svaveldioxid, spjälkas en metylgrupp av och bildar med syrans vätejon metan, varefter vattenlösligt monometylkvicksilver, CH_3Hg^+ , oftast endast kallat metylkvicksilver, återstår. Då det s.k. arktiska diset, som numera oftast ligger över det norra polarområdet under den ljusa årstiden, har kondensationskärnor av just svaveloxider, kan denna process bidra till att t.ex. röding i sjöar på Spetsbergen har höga metylkvicksilverhalter. Den andra processen som bryter ner dimetylkvicksilver i luften är en fotokemisk reaktion som bildar elementärt

kvicksilver och etan. Det elementära kvicksilvret oxideras därefter som ovan.

Flyktiga kvicksilverföreningar med låg vattenlöslighet tillförs alltså lufthavet, omvandlas till vattenlösliga förekomstformer och tvättas ur med nederbörd – det är mönstret. I luften finns alltså dels de flyktiga formerna som ännu inte omvandlats, dels de vattenlösliga som ännu inte tvättats ur. Den absoluta huvuddelen av kvicksilver i luft utgörs av elementärt kvicksilver, men andelen oorganiskt tvåvärt samt di- och monometylkvicksilver är inte heller försumbara.

Denna bild av sakernas tillstånd fanns alltså redan för trettiofem år sedan och har inte ändrats mycket under tiden.

Att mäta flöden av kvicksilver till och från lufthavet är mycket mer besvärligt än att mäta koncentrationerna av olika kvicksilverföreningar i det. Tillförseln i form av avdunstning av de flyktiga formerna från mark och vatten varierar mycket i tid och rum och är svårsmått. Detsamma gäller den större mängd som kan komma ut vid t.ex. vulkanutbrott.

Vad gäller nedfallet, så är den s.k. torrdepositionen, dvs. det som faller ner utan nederbörd t.ex. genom att kvicksilvret binds till damm och andra småpartiklar som pollen i luften, och når marken med detta stoft, notoriskt svårt att mäta på ett representativt sätt. Kvar blir kvicksilver i nederbörd som jämfört med alla andra svårsmåttade flöden är relativt lätt att provta och analysera.

När nu kvicksilvret i den globala nederbörden under ett år relateras till den totala mängden kvicksilver i atmosfären finner man att de två mängderna är ungefär likstora. Det innebär att kvicksilvrets upphållstid i atmosfären skulle vara i genomsnitt ungefär ett år. På den tiden hinner luftmassorna röra sig flera varv runt jorden och halterna på olika platser representerar inte främst de lokala utsläppen eller den naturliga tillförseln från området utan mer ett globalt medelvärde. Dock är det mer korrekt att tala om utjämnningen och transporter i termer av hemisfärer – halvklot – då luftutbytet mellan halvkloten över ekvatorn är klart mindre än inom respektive hemisfär. Atmosfärens halter skiljer också något och är genomsnittligt något högre på norra halvklotet än på södra. Rubikens frågor kan alltså besvaras med att kvicksilvret transporteras och blandas nästan globalt – gott och väl inom respektive halvklot – under det år det genomsnittligt stannar i atmosfären. Sätter man siffervärlden på den mängd som finns i atmosfären och som under ett år faller ut med nederbörd blir det mellan 5 000 och

10 000 ton. Den siffran är dubbelt eller tredubbelt så stor som den beräknas ha varit under förindustriell tid.

Gräshoppor eller studsande bollar. Finns det en lättrörlig pool?

Om bilden av kvicksilver i atmosfären som en global eller semi-global företeelse är riktig så är konsekvensen att ett utsläpp till luften inte har några direkta lokala eller regionala effekter med mindre än att det är så stort att det påverkar åtminstone hemisfärens medelvärde. I det skulle kvicksilver likna andra ämnen, t.ex. koldioxid och metan, med lång atmosfärisk uppehållstid. Det finns emellertid ett antal studier, såväl äldre som nyare, som motsäger denna bild. Gamla undersökningar av snö och mossor runt svenska kloralkalifabriker visade både på ett lokalt nedfall, som även med dåtidens analysmetoder var urskiljbart inom några mil från fabriken, och på förekomsten av re-emission, dvs. att kvicksilver som fallit ner återavdunstade. Andra undersökningar av kvicksilvernedfall på sjöar pekade på en nästan momentan re-emission av en stor del av det kvicksilver som föll på sjöytan. Närmare nutid visade nedfallsstudier i södra Sverige att elimineringen av en mycket stor utsläppskälla i det forna Östtyskland efter den tyska återföreningen markant minskade kvicksilvernedfallet. Dessa och många andra undersökningar på andra håll i världen tyder på en lokal effekt som inte är förenlig med årslång medeluppehållstid för elementärt kvicksilver i atmosfären.

När forskarna sökt förklaringar som förenar dessa observationer med huvudbilden har tre olika hypoteser framförts. Den ena säger att i närområdet till de industrikällor, vid vilka ett lokalt nedfall av kvicksilver konstaterats, är luften mycket mer än vanligt förorenad också med sådana ämnen som ozon och kväveföreningar, vilka bidrar till en lokalt snabbare oxidation av det elementära kvicksilvret. Luften innehåller också mycket mer sot, till vilket det tvåvärda kvicksilvret kan binda och med vilket det kan falla till marken. Den globala medeluppehållstiden skulle då vara det sammanvägda resultatet av kortare uppehållstid för elementärt kvicksilver i förorenad luft och längre i ren.

En annan förklaring skulle kunna vara att en viss andel av det till atmosfären utsläppta kvicksilvret redan föreligger i oxiderad tvåvärd form – kanske även bundet till partiklar redan i utsläppsögon-

blicket – och att denna del därför faller ut snabbt, men att det är irrelevant för frågan om det elementära kvicksilvrets uppehållstid.

För att förklara den tredje hypotesen används ofta liknelser med studsande bollar eller hoppande gräshoppor. Om man släpper en boll, t.ex. en pingisboll, mot ett hårt golv så kommer den först att falla under en kort stund, träffa golvet, studsa upp och falla ner igen osv. tills den slutligen lägger sig till ro. Bollens uppehållstid i luften kan nu definieras på flera sätt. Ett är att mäta tiden från en studs till nästa. Ett annat är att mäta tiden från det bollen släpptes tills den stannat för gott. Om vi återvänder till liknelsen med den studsande bollen och tänker oss många studsande bollar på ett stengolv. Om vi vidare tänker oss att man lägger en mjuk liten matta på en del av golvet så kommer de bollar som träffar mattan att stanna där och inte studsa upp igen. Effekten när alla bollar stannat blir att det kommer att ligga många fler på mattan än på motsvarande stora golvytor.

Hypotesen tar alltså fasta på re-emission och antar att kvicksilver beter sig ungefär som bollarna i att det faller ner och ”studsar” upp igen (dock utan att varje ny tid i luften blir kortare än den förra). Den ettåriga medeluppehållstiden skulle då vara tiden innan det åter kommit till ro, dvs. i bollanalogin slutat studsa, men innan dess skulle det ha träffat marken många gånger.

I liknelsen ingår också att det i naturen finns ”mjuka mattor”, alltså områden från vilka kvicksilver inte snabbt re-emitteras. Exempel på sådana är områden med lågt pH, som många mossar, myrar och försurade sjöar och mycket kalla områden som Arktis och fjällvärlden. Även forskarnas kvicksilverfällor och provtagare blir exempel på ”supermjuka mattor”.

Gräshoppsliknelsen har främst använts för att beskriva hur klorerade kolväten, bl.a. många insekticider, rör sig från varma områden mot polerna i hopp. Den allegorin tar främst fasta på temperaturen som utlösare av hoppen. Ju varmare det är desto snabbare hoppar gräshoppan/det klorerade kolvätet vidare och desto längre blir hoppet. Ju kallare det blir desto längre dröjer det till nästa språng och desto kortare blir detta. Effekten blir att fler och fler gräshoppor återfinns där det är kallt, för de som kommit dit blir kvar i högre grad än de som hamnat på ett varmare ställe och snabbt flyttar vidare. Även för kvicksilvers re-emission är temperaturen en viktig faktor så liknelsen har tillämplighet även för detta ämne.

En än större fråga är om människan genom att frigöra kvicksilver ur mineraler och t.ex. kollager, både avsiktligt för ett uttalat ändamål och som sidoeffekt av något annat, har skapat en relativt lätttrörlig pool av ämnet i biosfären. Kvikksilvret i denna pool skulle då ständigt genomgå olika kretslopp och endast mycket långsamt återföras till mineraler och geologiska lager. Den allra största delen skulle fortsätta att cirkulera i atmosfärens ganska snabba kretslopp, i de limniska systemens trögare eller markens långsamma, men ständigt kunna växla system och hela tiden finnas tillgängligt för biologiskt upptag. Om det är så skulle det kvicksilver, som romare och konkvistadorer använde, alltjämt finnas med oss och frågan om 'antropogent' respektive 'naturligt' bli diffus och ganska teoretisk. Denna pool skulle då ständigt fyllas på med allt det kvicksilver vi fortsatt tar ur geologiska depåer och långtidstrenden för t.ex. havsfiskens kvicksilverhalt skulle vara uppåtriktad. Mer därom i nästa avsnitt.

Kvikksilver i de öppna oceanernas ytvatten – mängder och omvandlingar

Som ovan sagts är de halter av kvicksilver i havsvatten som uppmäts i dag blott en hundradel av de man trodde gällde för tre decennier sedan. Denna nedjustering av kvicksilverpoolen i oceanernas vindomblandade ytvatten har medfört en radikal förändring i synen på samspelet mellan atmosfär och hav samt vad avser människan påverkan på havens och de marina organismernas kvicksilverhalt.

Naturligtvis tillförs haven kvicksilver via avrinning från land. Stora floder för årligen ut tonvis med kvicksilver. Detta är dock i det närmaste försumbart när det gäller oceanernas kvicksilverbalans. Denna domineras av å ena sidan ett utflöde med partiklar genom det temperatursprångskikt som skiljer de översta cirka hundra metrarna av omblandat vatten från de djupare lagren. Beroende på de stora djupen och på detta språngskikt, som kallas termoklin, är det mycket lite av det sedimenterade materialet som kommer upp i ytvattnet igen. Det gäller även kvicksilver. I detta avseende skiljer sig haven från de flesta sjöar. Ett viktigt undantag utgör dock de begränsade zoner där närings- och kvicksilverrikt bottenvatten väller upp.

Den andra delen av det flöde som bestämmer ytvattnets kvicksilverhalt utgörs av utbytet över vattenytan. Till skillnad mot flödet vid språngskiktet är detta dock inte enkelriktat utan går åt bägge hållen. Ner i havet går huvudsakligen oorganiskt tvåvärt kvicksilver som tvättas ur luften med regn. Upp ur havet går elementärt kvicksilver och dimetylkviksilver.

Om vi sätter siffervärden på dessa storheter ser vi att ytvattnet i världshaven innehåller nästan elva tusen ton kvicksilver. Flödet med sedimenterande partiklar genom språngskiktet avlägsnar årligen arton hundra ton och sex hundra kommer åter upp i uppvällningszonerna. Två tusen ton beräknas falla ner på havsytan och ungefär 800 ton återemitteras som flyktiga kvicksilverföreningar. Räknar man om detta till uppehållstid finner man att de oceana ytvattnets kvicksilverinnehåll omsätts på fem, sex år. En förändrad tillförsel via atmosfären får alltså ett snabbt genomslag.

De biologiska och kemiska omvandlingar av kvicksilver som sker i havens ytvatten liknar dem som sker i sötvatten. Oorganiskt tvåvärt kvicksilver reduceras till elementärt eller metyleras. Redan på 1960-talet, i kvicksilvermetyleringsstudiernas barndom, visste man att slutprodukten av mikrobernas metylgruppsöverföring till kvicksilver blev monometylkviksilver vid låga och neutrala pH-värden och dimetylkviksilver vid höga. Havsvatten är svagt alkaliskt – motsatsen till surt – och har alltså ett pH över neutralpunkten. Det är därför i och för sig inte förvånande att dimetylkviksilver produceras i havet. Dock synes mängderna vara större än vad man från dessa ”gamla” kunskaper skulle förvänta sig och det är ännu inte klarlagt vilka organismer som svarar för denna bildning av dimetylkviksilver och vilken eller vilka biokemiska mekanismer de använder. En hypotes är att det är mikroskopiska alger som omvandlar kvicksilvret i havet.

En fråga som inte kan besvaras är om halten av metylkvicksilver i havens ytvatten, som sannolikt mer än fördubblats genom antropogena utsläpp till atmosfären, direkt motsvaras av en motsvarande ökning av fiskens metylkvicksilverhalt. Erfarenheterna från insjöar tyder inte på det, men där är kvicksilveromsättningen i hög grad beroende av processer i sedimenten, vilket inte är fallet för världshavens ytvatten, och även många andra viktiga faktorer skiljer. I insjöarna ökar fiskens halt med stigande kvicksilverbelastning, men inte direkt proportionellt utan mindre. Oliktigheterna mellan de stora marina och de små limniska systemen gör dock att jämförelsen troligen inte är relevant. I brist på direkt kunskap är det

tills vidare inte orimligt att anta att människan också är ansvarig för en huvuddel av det metylkvicksilver som t.ex. grindval, tonfisk, svärdfisk och haj innehåller.

Den rörliga poolen av kvicksilver – storlek och ursprung

Begreppet ”rörlig pool” är, när det gäller kvicksilver i naturen, förhållandevis nytt. Företeelsen – eller åtminstone vissa komponenter av den – hade observerats av forskare sedan 1960-talet, men de generaliserade slutsatsen och termen hör huvudsakligen till det senaste decenniet. Större spridning utanför forskarkretsar fick konceptet (även om termen inte direkt användes) i och med UNEP’s ”Global Mercury Assessment” från december 2002.

Viktiga komponenter i rörlig-pool-konceptet är ”återemission” till luft och ”återkontaminering” av fisk och andra akvatiska organismer.

Som ovan sagts befinner sig kvicksilvret i den rörliga poolen i olika typer av kretslopp som löper med vitt skilda tidskonstanter från veckor och månader till tusen- och tiotusentals år. När man vill beräkna den rörliga poolens storlek måste man alltså bestämma sig för en tidskonstant (eller vissa förekomstformer) som definierar ”rörlig”. Det faktum att geologiska strukturer huvudsakligen innehåller kvicksilversulfid och att denna är extremt svårlöslig gör att en sådan kemisk definition vid första påseendet ter sig attraktiv, men geologiska strukturer som de vid kvicksilvergruvan i Almadén i Spanien, där en stor del av det kvicksilver, som människan historiskt använt, har brutits, innehåller också kvicksilveroxid och metalliskt kvicksilver om än i mindre mängder. Kviksilver som oxid förekommer också i myrmalm och i järn-mangan moduler på havsbotten – strukturer med mycket lång varaktighet. Än mer komplicerat blir det med en kemisk definition då kvicksilver-sulfiden vid överskott av sulfidjoner bildar disulfid som är vattenlöslig.

En annan definition som utgår från ”compartments” är också behäftad med vissa avgränsningsproblem men är nog detta till trots mer användbar. Kviksilver i geologiska strukturer klassas då som ”orörligt”. Hit hör bergarter, järn-mangan moduler på havsbotten och kolförekomster. Avgränsningsfrågor dyker likafullt upp: Hur klassar man kvicksilver i torv och i järnrika tropiska jordar? Hur ser

man på havens djupvatten med omsättningstider på kanske tiotusentals år? Vad med kvicksilver infruset i tundra?

Ett pragmatiskt sätt att komma runt dessa definitionsfrågor är att sätta en tidsgräns inom vilken kvicksilvret i ett kretslopp förväntas återkomma till utgångspunkten eller byta till ett annat kretslopp för att det ska klassas som "rörligt". Om 1 000 år använts som en sådan gräns faller alla de fyra exemplen ovan utanför och anses som orörliga eller immobiliserade. Detta innebär givetvis inte att kvicksilvret i dessa "compartments" inte t.ex. vid klimatförändring eller ändrad markanvändning kan komma att mobiliseras inom tusenårsgränsen utan bara att det om rådande förhållanden består inte förväntas göra det.

Med denna ganska snäva definition av den rörliga poolen av kvicksilver återfinns denna främst i följande "compartments":

- Atmosfär
- Havens ytvatten ner till 100 meters djup
- Sötvatten och insjösediment
- Havsvatten på djup mellan 100 och 1 000 meter
- I jordar tillsammans med humus och annat organiskt material

Mätningar av halter och beräkningar av mängderna kvicksilver i dessa compartments" ger följande avrundade siffror i ton:

- | | |
|---|-------------|
| • Atmosfär | 5 200* |
| • Havsvatten ner till 100 m | 11 000* |
| • Havsvatten mellan 100 och 1 000 m | 216 000* |
| • I jordar tillsammans med humus och annat organiskt material | 1 500 000** |
| • Sötvatten och insjösediment | 400 000*** |

* Värdena från UNEP's Global Mercury Assessment

** Skattningen har gjorts utifrån kol/kvicksilver-relationen i jordar av i medeltal 1 million: 1 samt en total global mängd av organiskt kol i jord av 1 500 miljarder ton.

*** Tillgängliga data från kvicksilverinnehållet i sjösediment kommer huvudsakligen från ett begränsat antal sjöar som oftast är kontaminerade med från lokala källor. De ger inte underlag för att ens grovt beräkna något globalt medelvärde. I stället några mycket grova antaganden gjorts som underlag för skattningen:

- 1 procent av den globala landarealen utgörs av sjöar
- Det finns 10 ggr mer Hg per C i sjösediment än i jord
- Halten kol i sjösediment är 10 ggr högre än i jord
- Torrhalten i sjösediment är ¼ av den i jord

Med följande antagna omsättningstider skulle det resulterande årliga kvicksilverflödet i/från dessa "compartments" bli:

• Atmosfär	1 år	5 200 ton
• Havsvatten ner till 100 m	4 år	2 750 ton
• Havsvatten 100–1 000 m	100 år	2 160 ton
• Jordar	500 år*	3 000 ton
• Sötvatten och insjösediment	1 000 år*	400 ton

* Det är uppenbart en siffra för omsättningstid innebär en mycket grov skattning av ett genomsnittligt värde. I t.ex. ett sjösediment är omsättningen mycket högre i ytlagret, de översta millimetrarna, än längre ner. Omsättningen där i det nysedimenterade ytlagret kan uppgå till så mycket som 10 procent på ett år medan det redan på ett sedimentdjup av 1 cm kan vara nere i 1 procent och på en decimeters djup 0,1 procent per år. Givetvis hänger siffervärdena nära samman med sedimentens omblandningsgrad t.ex. genom bottenlevande organisms aktivitet. Även den kemiska förekomstformen är av stor betydelse. Organiska sediment är ofta anaeroba, syrefria, på något djup. Detta innebär att sulfatjoner reduceras sulfidjoner och att tvåvärt oorganiskt kvicksilver fälls ut som svårlös och svårtillgänglig kvicksilversulfid. Helt otillgänglig är dock inte heller denna. Vid överskott av sulfidjoner bildas lösliga disulfider och i kontakt med syrgas – om sedimenten åter blir aeroba – oxideras sulfiden åter till sulfat.

Även i jordar är omsättningen klart högre i ytlagret t.ex. genom att flyktigt elementärt kvicksilver bildas genom påverkan av UV-ljus eller på biokemisk väg och avgår till atmosfären. Längre ner i jordarna är sannolikheten för sådana processer klart mindre. Generellt sett antas omsättningshastigheten vara lägre i sjösediment än i jord beroende på den lägre syrehalten/redoxpotentialen och då sjöar är sedimentationsbassänger med fortgående överlagring.

Enligt dessa överslag skulle alltså den rörliga poolen av kvicksilver utgöras av 2,13 millioner ton av vilka 13 500 ton, 0,6 procent, skulle omsättas per år.

Givetvis lämnar kvicksilver den rörliga poolen och övergår till mer stabila "compartments" som oceaners bottenvatten, geologiska strukturer och frusen tundra. I UNEP's Global Mercury Assessment beräknas att 400 ton kvicksilver årligen "begravs" i oceanernas djup. Av den mängd som faller från atmosfären som våt- eller torrdeposition hamnar kanske 10 procent eller 500 ton om året i "compartments" såsom glaciärer, tundra eller torvmarker från vilka reemissionen är ringa och inom vilka eventuella kretslopp är mycket långsamma. Även kvicksilver i jordar och sediment övergår i viss utsträckning i geologiska strukturer i samband med nybildning av bergarter och myrmalm. Omfattningen av denna immobilisering av kvicksilver är dock okänd och låter sig svårligen skattas. Minst 1 000 ton och möjligen betydligt mer lämnar alltså årligen den rörliga poolen, som alltså skulle kunna ha en halveringstid på upp till 1 000 år.

Tillskottet till den rörliga poolen utgörs av människans utsläpp från såväl avsiktlig kvicksilveranvändning som genom oavsiktlig mobilisering vid t.ex. kolförbränning eller ändrad markanvändning. OECD angav 1994 (med breda intervall) att utsläppen till luft uppgick till 3560 ton, till vatten 4 600 ton och till mark 10 100 ton². I dag torde de vara lägre, kanske hälften så stora totalt. Emissionerna till atmosfären, som UNEP 2002 skattade till 2 600 ton per år, kommer till 2/3 från eldning av fossilbränslen främst kol, och med starkt ökande kolanvändning i länder som Indien och Kina ökar även dessa kvicksilverutsläpp. Andra utsläpp utom de från småskalig guldgrävning förväntas fortlöpande minska.

Människans totala emissioner = bidrag till den rörliga kvicksilverpoolen totalt sett torde uppgå till närmare 1 million ton. Den enskilt största användningsområdet har varit för extraktion av ädelmetaller, t.ex. konkvistadorernas silverutvinning med den s.k. patio-processen i Syd- och Mellanamerika, som totalt beräknas ha ianspråktagit 300 000 ton. För en uppsjö av användningar i industrisamhället, t.ex. i kloralkali-industrin, har det åtgått drygt denna mängd. Över 100 000 ton har tillförts biosfären genom förbränning av kol och andra fossila kolväten och stora mängder, men utspridda över mycket lång tid, har frigjorts vid ändrad markanvändning, t.ex. uppodling.

Människan kan alltså ha bidragit med upp till hälften av det kvicksilver som i dag finns i det som här definierats som den rörliga poolen.

För vissa av poolens "compartments" har mer precisa beräkningar kunnat göras. Så anger t.ex. UNEP's Global Mercury Assessment att atmosfärens kvicksilverinnehåll ökat från 1 800 förindustriella ton till dagens 5 200 – nästan en tredubbling – medan mängden i havets ytvatten, de översta hundra metrarna, gått från 5 800 ton till 10 800 – nästan en fördubbling. På havsdjup mellan 100 och 1 000 m uppskattar UNEP att kvicksilvermängderna ökat med 0,4 procent per år.

Även i mark- och sjösedimentprofiler kan ökningar beläggas genom ytlager, som sällan innehåller mindre än dubbelt så höga värden som djupare liggande lager, och som stundom håller tio gånger högre kvicksilverhalter eller mer lokalt.

² En del av den mängd som anges som utsläpp till mark läggs i deponier som kan ha en varaktighet av över tusen år och således här skulle klassas som icke tillförda den rörliga poolen.

Även naturliga processer fyller på den rörliga kvicksilverpoolen. Vid vulkanutbrott kan ansemliga kvicksilvermängder frigöras och genom erosion lösgörs kvicksilver från berggrunden. Storleken av dessa flöden är inte väl känd men överslagsberäkningar antyder att det genomsnittligt rör sig om mindre än 500 ton om året.

Ett svenskt perspektiv på flöden och pooler av kvicksilver i biosfären

Genom den atmosfäriska långdistanstransporten av kvicksilver är det inte särskilt relevant i det längre tidsperspektivet att tala om en nationell rörlig pool. Även för stora länder som USA gäller att en huvuddel av det nedfallande kvicksilvret kommer utifrån och för relativt små länder som Sverige gäller detta i än högre grad. I det lite kortare perspektivet och särskilt när det gäller kvicksilver i lokala akvatiska kretslopp – de som leder till de aktuella kvicksilverhalterna i insjö- och Östersjöfisk – är de historiska utsläppen till vatten fortfarande relevanta.

Om man likväl jämför svenska nationella ”compartments” med motsvarande globala – det gäller då främst kvicksilver i mark och sjösediment – finner man att våra nivåer genomgående är något högre än de globala genomsnitten. Detta har två grundorsaker. Den ena är att kvicksilveranvändningen i Sverige bl.a. på grund av industristrukturen med en betydande skogsindustri och kopplad klor-alkali industri använt och släppt ut mer kvicksilver än genomsnittligt även för i-länder. Den andra är att Sverige geografiskt ligger nordligt med ett kallt klimat och att det globala mönstret för lufttransporter och utfall innebär att ämnen som klorerade kolväten och kvicksilver avdustar snabbare i varmare områden och därför nettotransporteras mot polerna inklusive till oss. Då Sverige även är sjörikt och sjöar har egna lokala kretslopp för kvicksilver förstärks kvicksilveröverskottet i nationella ”compartments” än mer.

Uppskattade rörliga pooler av kvicksilver i svenska ”compartments”:

- Mark* 3 000 ton
- Sjösediment 10 000 ton

* Här ingår inte kvicksilver i torvmarker då det antas ha en längre omsättningstid än 1 000 år och sålunda inte klassas som ”rörligt”.

Med cirka 0,25 procent av landytan och 2 procent av sjöarna skulle Sverige alltså enligt detta för närvarande ha 0,7 procent av den globala mängden kvicksilver i de rörliga poolerna mark och sjösediment. Som ovan framhållits är det dock genom den atmosfäriska långdistansporten rimligt att i första hand betrakta den rörliga poolen ur ett globalt perspektiv

Statens offentliga utredningar 2008

Kronologisk förteckning

1. Barlastvattenkonventionen – om Sveriges anslutning. N.
2. Immunitet för stater och deras egendom. UD.
3. Skyddet för den personliga integriteten. Bedömningar och förslag. Ju.
4. Omreglering av apoteksmarknaden. S.
5. Könsdiskriminerande reklam. Kränkande utformning av kommersiella meddelanden. N.
6. Fastighetsmäklaren och konsumenten. Ju.
7. Världsklass! Åtgärdsplan för den kliniska forskningen. U.
8. Bidrag på lika villkor. U.
9. Transportinspektionen. En myndighet för all trafik. + Bilagor. N.
10. 21 + 1 → 2. En ny myndighet för tillsyn och effektivitetsgranskning av socialförsäkringen. S.
11. Frihet för studenter – om hur kår- och nationsobligatoriet kan avskaffas. U.
12. Finansiella sektorn bär frukt. Analys av finansiella sektorn ur ett svenskt perspektiv. Fi.
13. Bättre kontakt via nätet – om anslutning av förnybar elproduktion. + Annex: Grid issues for electricity production based on renewable energy sources in Spain, Portugal, Germany, and United Kingdom. N
14. Timmar, kapital och teknologi – vad betyder mest? En analys av produktivitetens utvecklingen med hjälp av tillväxtbokföring. Fi.
15. LOV att välja – Lag Om Valfrihetssystem. S.
16. Förtursförklaring i domstol. Ju.
17. Frivux – valfrihet i vuxenutbildningen. U.
18. Evidensbaserad praktik – till nytta för brukaren. S.
19. Att slutförvara långlivat farligt avfall i undermarksdeponi i berg. M.

Statens offentliga utredningar 2008

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

Skyddet för den personliga integriteten.
Bedömningar och förslag. [3]
Fastighetsmäklaren och konsumenten. [6]
Förtursförklaring i domstol. [16]

Utrikesdepartementet

Immunitet för stater och deras egendom. [2]

Socialdepartementet

Omreglering av apoteksmarknaden. [4]
21 + 1 → 2. En ny myndighet för tillsyn
och effektivitetsgranskning av social-
försäkringen. [10].
LOV att välja – Lag Om Valfrihetssystem. [15]
Evidensbaserad praktik – till nytta för
brukaren. [18]

Finansdepartementet

Finansiella sektorn bär frukt.
Analys av finansiella sektorn ur ett svenskt
perspektiv. [12]
Timmar, kapital och teknologi
– vad betyder mest?
En analys av produktivitsutvecklingen
med hjälp av tillväxtbokföring. [14]

Utbildningsdepartementet

Världsklass! Åtgärdsplan för den kliniska
forskningen. [7]
Bidrag på lika villkor. [8]
Frihet för studenter – om hur kår- och
nationsobligatoriet kan avskaffas. [11]
Frivux – valfrihet i vuxenutbildningen. [17]

Miljödepartementet

Att slutförvara långlivat farligt avfall i under-
marksdeponi i berg. [19]

Näringsdepartementet

Barlastvattenkonventionen – om Sveriges
anslutning. [1]
Könsdiskriminerande reklam.
Kränkande utformning av kommersiella
meddelanden. [5]
Transportinspektionen. En myndighet för
all trafik. + Bilagor. [9]
Bättre kontakt via nätet – om anslutning
av förnybar elproduktion.
+ Annex: Grid issues for electricity
production based on renewable energy
sources in Spain, Portugal, Germany, and
United Kingdom. [13]