



Uppföljning av efterbehandlings- projekt inom gruvsektorn

Åtgärder, kostnader och resultat

Beställningsadress:

Naturvårdsverket

Kundtjänst

106 48 Stockholm

Tfn: 08-698 12 00

Fax: 08-698 15 15

E-post: kundtjanst@naturvardsverket.se

ISBN 91-620-5190-3

finns även som pdf i Miljöbokhandeln

Miljöbokhandeln: www.miljobokhandeln.com

www.naturvardsverket.se

© Naturvårdsverket 2002

Form: Idéoluck AB #11205

Tryck: Lenanders, Kalmar

Förord

Gruvavfall från sulfidmalm är ett allvarligt miljöproblem som de senaste tjugo åren uppmärksammats mer och mer på såväl nationell som internationell nivå. Som förgrundsfigurer när det gäller forskning eller applikation inom området finns länder som Kanada och Australien efterföljda av länder som USA och Sverige.

Miljöproblemen grundar sig på att avsevärda mängder tungmetaller kan förorena naturen från gamla gruvområden och slå ut ekosystem i de närliggande recipienterna. För att förhindra framtida miljöproblem relaterade till gruvdrift har metoder utvecklats för efterbehandling av det avfall som bildas vid brytning av malm. Det finns främst två typer av gruvavfall som det är viktigt att efterbehandla, nämligen, gråberg som ibland går under benämningen gruvvarp (engelska: waste rock), och avfallssand (engelska mill-tailings). Vid en del äldre smältverk kan det också finnas slagghögar. Gråbergsavfallet bildas vid brytning och består av de geologiska material som inte anses vara värda att anrika i anrikningsverken. Detta material uppvisar en ganska stor heterogenitet med avseende på mineralinnehåll och vittringsegenskaper. Avfallssand är det krossade material som sorterar bort vid anrikningen av metall i anrikningsverken och uppvisar generellt en större kemisk homogenitet än gråberg. Avfallssanden kännetecknas av en stor specifik yta och har därför också generellt en hög inneboende reaktivitet med avseende på vittringsmekanismer.

Rapporten är resultatet av ett tre månaders projekt som utförts vid kommunenheten på Naturvårdsverket av Daniel Torstensson, som numera tjänstgör vid Totalförsvarets Forskningsinstitut (FOI). Projektet har genomförts som en litteraturstudie och genom intervjuer och erfarenhetsutbyte med personer som arbetar inom gruvsektorn. Författaren svarar ensam för innehåll och slutsatser i rapporten.

Arbetet hade inte kunna genomföras utan stöd från Ingegerd Andersson, Per Gullbring, Hans Gustafsson och Björn Södermark alla verksamma vid Naturvårdsverket. Författaren ämnar tackar också onämnda medarbetare vid Miljörättsavdelningen, Naturvårdsverket, för ett ovärderligt stöd och en entusiasmerande arbetsmiljö. Tack riktas även till landets länsstyrelser och gruvbolag som varit till hjälp vid informationsinsamlandet.

Innehåll

SAMMANFATTNING	8
ENGLISH SUMMARY	10
INLEDNING	12
SYFTE	13
VITTRINGSPROCESSER	14
Syrabildande vittringsprocesser	14
Buffrande vittringsprocesser	15
Uppskattning av vittrings- och buffringsbenägenhet	15
FUNKTIONSKRAV PÅ EFTERBEHANDLING	18
Täckskiktsåtgärder	18
<i>Rotnedträngning</i>	19
<i>Frostdjup</i>	20
<i>Erosion</i>	22
<i>Uttorkning av tätskikt</i>	22
Dämningsåtgärder	22
KONTROLL AV EFTERBEHANDLING	25
Utförandekontroll	25
Funktionskontroll	26
REFERENSOBJEKT	28
Adak	28
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	27
Aitik	30
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	31
Bersbo	31
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	32
Enåsen	33
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	34
Ranstad	35
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	36
Saxberget	37
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	38
Stekenjokk	39
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i>	39

Stora Kopparberg _____	41
<i>Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter</i> _____	41
Slutsatser _____	41
UPPTÄCKTA PROBLEM VID EFTERBEHANDLINGAR _____	44
Fältbesök _____	44
<i>Viscariagruvan, tecken på erosionsproblem vid vårflood</i> _____	45
<i>Bersbogruvan</i> _____	46
<i>Kristinebergsgruvan</i> _____	48
<i>Kimhedengruvan</i> _____	49
<i>Rävlidmyrgruvan</i> _____	50
<i>Stekenjokkgruvan</i> _____	50
Slutsatser _____	52
INTERNATIONELLA ERFARENHETER _____	53
Gråbergsdeponier _____	53
Sandmagasin _____	54
Dagbrotts- eller gruvhålssjö _____	55
Innovativa efterbehandlingsåtgärder _____	55
Norska erfarenheter _____	57
SLUTSATSER _____	59
REFERENSER _____	63

Sammanfattning

Gruvavfall från sulfidmalm är ett allvarligt miljöproblem som de senaste tjugo åren uppmärksammats mer och mer på såväl nationell som internationell nivå. Miljöproblemen grundar sig på att avsevärda mängder tungmetaller kan förorena naturen från gamla gruvområden och slå ut ekosystem i de närliggande recipienterna. För att förhindra framtida miljöproblem relaterat till gruvdrift har metoder utvecklats för efterbehandling av det avfall som bildas vid brytning av malm.

Det finns olika metoder för efterbehandling av gruvavfall, vilka brukar indelas i aktiva och passiva metoder. Till de aktiva metoderna brukar bl.a. lakvattenrening med kemisk tillsättning och kalkning av avfallsupplag räknas, vilket kännetecknas av att energi och kemikalier behöver tillsättas kontinuerligt eller diskret för att undvika miljöskador i närliggande recipienter. Idag satsas det mycket forskning och pengar på att utveckla hållbara och/eller passiva metoder så att man efter utförd åtgärd kan efterlämna gruvområdet till naturen utan nämnvärd tillsyn eller passning. Det finns i dagsläget två huvudgrupper av passiva metoder som används i fältskala för efterbehandling av gruvavfall. Det första alternativet består av täckning av avfallet med ett eller flera jordlager. Det andra alternativet innebär dämning av vatten över avfallet i någon typ av dammkonstruktion, som antingen kan vara naturlig eller konstruerad.

För att kunna kontrollera att efterbehandlingen lever upp till de krav som ställs på funktionen, d.v.s. att den förhindrar vittring och urlakning av metaller till miljön, krävs olika former av kontrollprogram eller tillsynsåtgärder.

En viktig aspekt vad avser efterbehandling av gruvavfall är att åtgärderna måste vara beständiga på lång sikt. Det är därför viktigt att se till att åtgärden inte försämras p.g.a. fysiska eller kemiska nedbrytningsprocesser som t.ex. erosion. Exempel på processer eller händelser som kan leda till erosion är tjällossning, rotnedträngning och vårflooder. Det är därför viktigt att efterbehandlingsåtgärden är utformad och dimensionerad för att stå emot dessa yttre naturkrafter under flera sekler så att vi inte bara skjuter upp miljöproblemet till senare generationer.

Som uppenbarats vid fältbesök finns en del problem med erosion av täckskikt vid de idag efterbehandlade områdena. Dessutom anger erfarenheterna med dammbrott att det finns behov av att de befintliga gruvdammarna säkerhetskontrolleras. Dessa problem indikerar att de tekniska lösningar och utföranden som används i dagsläget för efterbehandling inte kan anses vara

av sådan kvalitet att de kan efterlämnas till naturen utan tillsyn. De uppfyller därmed inte ett av de grundläggande kraven på efterbehandlingsåtgärder.

Generellt visar resultaten från kontrollprogrammen att det tar lång tid innan resultat formulerade som metallutsläppreduktioner kan uppmätas. För att skydda recipienten kan därför kombinationer av aktiva och passiva efterbehandlingsmetoder erfordras övergångsvis. För att följa upp belastningen på recipienten och behovet av aktiva efterbehandlingsmetoder är det viktigt att kontrollprogram bedrivs under lång tid efter det att efterbehandlingen genomförts, med eventuellt en minskande frekvens med tiden beroende av de resultat som erhålls.

Summary

Mine waste from sulphidic ore is a crucial environmental problem that has drawn an increased attention during the last few decades, at both a national and international level. The environmental problems are based upon the fact that large amount of heavy metals can be released from the mine waste and pollute the environment surrounded by the mines and potentially destroy the ecosystems in the recipients. To prevent future environmental problems related to mining activities methods have been developed for remediation of the mine waste.

There are different technologies available for remediation of mine waste, which often are divided into active and passive measures. The active measures include leachate treatment with application of different chemical additives such as lime. These measures entail that utilization of external energy or chemicals are needed continuously or at discrete time steps to minimize the heavy metal load at the surrounding recipients.

Today considerable amounts of research and money are spent on the development of sustainable and passive measures that can be abandoned to the nature without further control and supervision. There are two main categories of passive measures that have been applied at the field scale. The first category includes the covering of the mine waste with different layers of geological material. The other measure includes the covering of the mine waste with water in a dam construction that either can be natural or designed.

To control that the function of the remediation measures fulfil the demands of minimizing the metal flux to the recipients different programs of governmental supervision are needed.

An important aspect of remediation measures for mine waste is that the measures need to be sustainable over long periods of time. Therefore it is very important to follow how external physical, chemical and biological degradation forces such as wind, rain, ice, snow, root penetration and thawing of the ground influence the remediation measures.

This study includes field visits at Swedish mines that have been restored and these visits have primarily been focusing on possible erosion problems. These visits show that problems with erosion of the covering geological layers are present at some of the remediated sites. Furthermore the experiences of mine waste dam collapses show that there are needs for appropriate routines of safety control programs for dams. The problems at the

remediated mines indicate that the recent applied technological solution cannot be regarded as containing the necessary quality in order to be abandoned to the nature without supervision programs. Therefore the measures do not fulfil the baseline standards for remediation of mine waste deposits.

Generally the results from the supervision programs show that it take long time periods before results formulated as reduced metal fluxes can be obtained. Therefore to protect the recipient from the heavy metal load, a combination of passive and active remediation measures are required. To follow up the metal load on the recipients it is important that the supervision programs are run over long time periods, with a probable decrease in frequency dependent on the obtained results of the remediation measure.

Inledning

Det finns olika metoder för efterbehandling av gruvavfall, vilka brukar indelas i aktiva och passiva metoder. Till de aktiva metoderna brukar bl.a. lakvattnerening med kemisk tillsättning och kalkning av avfallsupplag räknas, vilket kännetecknas av att energi och kemikalier behöver tillsättas kontinuerligt eller diskret för att undvika miljöskador i närliggande recipienter. Idag satsas det mycket forskning och pengar på att utveckla hållbara och/eller passiva metoder så att man efter utförd åtgärd kan efterlämna gruvområdet till naturen utan nämnvärd tillsyn eller passning. Det finns i dagsläget två huvudgrupper av passiva metoder som används i fältskala för efterbehandling av gruvavfall. Det första alternativet består av täckning av avfallet med ett eller flera jordlager. Det andra alternativet innebär dämning av vatten över avfallet i någon typ av dammkonstruktion, som antingen kan vara naturlig eller konstruerad.

Det främsta syftet med efterbehandling av gruvavfall är att minska och sänka vittringshastigheten och utlakningen av tungmetaller som finns i avfallet och att förhindra att dessa metaller ger upphov till skador i miljön. En förutsättning för vittringen är tillgången till syre, vittringsbenägna mineraler och vatten. Tillgången till syre är i många fall den begränsande faktorn. Därför är det av vikt att efterbehandlingen förhindrar kontakten mellan syre och avfallet. Eftersom syre till största del transporteras eller kommer i kontakt med avfallet genom diffusion avser efterbehandlingsmetoden att försämra möjligheten till denna process genom att skapa ett diffusionsmotstånd.

En viktig aspekt vad avser efterbehandlingsåtgärder av gruvavfall är att åtgärderna måste vara beständiga på lång sikt. Detta beror på att metallutlakningen kan påbörjas igen så fort avfallet kommer i kontakt med tillgängligt syre. Det är därför viktigt att se till att åtgärden inte försämras p.g.a. erosion. Exempel på processer eller händelser som kan leda till erosion är tjällossning, rotnedträngning och vårflooder. Det är därför viktigt att efterbehandlingsåtgärden är utformad och dimensionerad för att stå emot dessa yttre naturkrafter under flera sekler så att vi inte bara skjuter upp miljöproblemet till senare generationer.

Syfte

Detta projekt syftar till att kartlägga de insatser som är genomförda när det gäller efterbehandling av gruvavfall i Sverige. I första hand ges en översikt över de olika efterbehandlingsprojekt som har genomförts nationellt. Där tas upp projektbudget, val av efterbehandlingsteknik och vilka aktörer (t.ex. Naturvårdsverket och gruvindustrin) som har stått för finansieringen. En annan viktig aspekt av uppföljningen är att undersöka hur efterbehandlingen kontrolleras över tiden med olika funktionskontrollprogram för att bedöma den tekniska hållbarheten av lösningen.

Särskilt kommer upptäckta problem att analyseras och diskuteras. Projektet avser också att ge en kortfattad inblick i status hos dagens efterbehandlingsmetoder, men också hur framtidens lösningar kan tänkas gestalta sig. Dessutom undersöks översiktligt vilka erfarenheter man har i andra länder, relaterade till efterbehandling av gruvavfall. Ett viktigt syfte med projektet är att på ett lättfattligt sätt presentera resultaten i rapportens sammanfattning, så att Naturvårdsverket i sin kontakt med beslutsfattare, intresseorganisationer och medier på ett effektivt sätt kan ge svar på frågor.

Som en avgränsning av projektet delas informationen om de kartlagda efterbehandlingsprojekten upp i två nivåer.

Nivå I avser grundläggande information om gruvavfallsdeponierna med frågor såsom: Var har man gjort efterbehandlingen; Vilket sätt har använts för efterbehandlingen; När genomfördes efterbehandlingen; Finns det något kontrollprogram för bedömning av åtgärden; Vad kostade åtgärden; Vem var finansiär; Vem var huvudman.

Nivå II ger en preliminär analys och utvärdering av efterbehandlingarnas funktion med vissa svar på följande frågor. Kan man utifrån recipientkontrollprogram eller efterbehandlingsmetod dra slutsatser att målet med efterbehandlingen är uppfyllt; Finns det indikationer på att den valda efterbehandlingen är en långsiktigt hållbar lösning.

Vittringsprocesser

I detta kapitel görs en kort genomgång av de kemiska processer som styr utlakningen av metaller från avfallssanden. För en mer omfattande beskrivning av relevanta processer relaterade till gruvavfall refereras det till (Appelo and Postma, 1993; Strömberg, 1997; SNV, Rapport 4202). Först behandlas de syrabildande och metallutlakande vittringsprocesser som kan leda till ett surt och metallhaltigt lakvatten. Därefter behandlas kortfattat de möjliga buffringsprocesser som kan neutralisera de syrabildande vittringsprodukterna och även fälla ut tungmetallerna i olika salter. En del av de metoder som finns tillgängliga för att uppskatta vittrings- och buffringsförmågan hos olika typer av gruvavfall redovisas också kort. I nästa kapitel diskuteras vilka olika slags efterbehandlingsmetoder som kan användas för att förhindra vittringen av avfall och utlakningen av metaller.

Syrabildande vittringsprocesser

Problem med utlakning gruvavfall är ofta relaterade till oxidation av mineraler sulfidmalmer varav den vanligaste formen är mineralet pyrit (FeS_2). När pyrit eller andra sulfidmineraler reagerar med syre frigörs metaller, sulfat och syrabildande vätejoner. Andra sulfidmineraler som vid oxidation reagerar på samma sätt är t.ex. zinkblände, blyglans och kopparkis. Oxidationen av sulfidmineraler sker främst genom tre olika typer av kemiska och biologiska reaktioner:

- kemisk oxidation med syre;
- kemisk oxidation med trevärt järn;
- biologisk inducerad oxidation.

Dessa tre oxidationsprocesser ger liknande reaktionsprodukter med vätejoner, sulfatjoner och metalljoner som följd. En generell egenskap hos dessa processer är att de accelererar vid ett lågt pH. Den kemiska och biologiskt inducerade oxidationen skiljer sig åt genom att den biologiska processen vid ett surt pH (under pH 4) är snabbare än den kemiska oxidationen. Skillnaden mellan de två första reaktionerna är att de använder olika elektronacceptorer för att oxidera sulfidmineraler. En annan skillnad är att den andra reaktionen är cyklisk, vilket innebär att samma järnatom kan oxideras och reduceras flera gånger beroende på vilken redoxmiljö den befinner sig i. Till exempel om syre diffunderar in till den reducerade järnatomen så kan den oxideras, och användas som elektronacceptor för sulfidmineralen då miljön i sulfid-

malmsupplaget är syrefri. Detta har som följd att vittringsprocesser och metallutlakning kan ske även om det inte finns något tillgängligt syre i sulfidmalmsupplagen.

Oxidationen av sulfidmineral är beroende av en del omgivningsfaktorer såsom temperatur, pH, vattenmättnad. Dessa omgivningsfaktorer styr tillsammans med mineralinnehållet reaktionshastigheten hos sulfidoxidationen och reaktiviteten hos sulfidmalmen.

Buffrande vittringsprocesser

Om endast sulfidmineral är representerat i gruvavfallsupplagen lakas metallerna där ut i en accelererande process med en reaktionshastighet som ökar med minskande pH, vilket resulterar i ett lakvatten med ett högt metallinnehåll och ett lågt pH. Om det däremot finns andra vittrande mineral i sulfidmalmsupplaget med en syraneutraliserande förmåga, som i sin vittring reagerar med vätejoner kan urlakningen av metaller förhindras på lång eller kort sikt genom utfällning av metallsalter. De mineral som har förmågan att neutralisera vätejonerna kallas med ett samlingsnamn för buffrande mineral. Exempel på buffrande mineral är karbonatmineral såsom kalcit (CaCO_3) och dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) och silikatmineral såsom olivin ($(\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4$). Man brukar skilja på karbonatmineral som kan neutralisera vätejoner till ett neutralt pH och silikatmineraler som kan neutralisera till ett pH kring 4.

En viktig egenskap hos de buffrande mineralen som skiljer dem åt i deras effektivitet att neutralisera vätejoner, är deras buffringshastighet. Mineral såsom kalcit har en hög upplösningshastighet, medan dolomit och silikatmineraler generellt medför ganska långsamma processer. Denna egenskap påverkar hur mycket metaller som hinner lakas ut och borttransporteras innan vätejonerna är neutraliserade. Därför är den relativa tillgången på kalcit eller andra buffrande mineral och sulfidmineraler i sulfidmalmsupplagen en viktig faktor att beakta vid bedömningen av risken för framtida metallutlakning.

Uppskattning av vittrings- och buffringsbenägenhet

Vid bedömningen av en gruvavfalldeponis framtida påverkan på miljön behövs kunskaper om gruvavfallets innehåll och vittringsförmåga. Av särskilt stor vikt är att fastställa förhållandet mellan potentialen för vittring, utlakning och buffrande processer. Andra aspekter som kan vara svåra, men

viktiga att evaluera är tillgången på mineralet d.v.s. den specifika ytan som till stor del styr reaktiviteten eller reaktionshastigheten hos mineralet. För att bedöma mineralens vittringsbenägenhet kan olika typer av kemiska test genomföras. En viktig aspekt vid bedömningen av resultaten av dessa test är att utläsa hur vittringsprocesserna ser ut på lång sikt. Man brukar urskilja två huvudtyper av test för vittringsbenägenhet nämligen:

- Statiska test såsom syra- basberäkningar;
- Dynamiska test såsom fuktkammarförsök.

Statiska test bygger på analyser av tillgången på syrabildande och buffrande mineral och stökiometriska beräkningar. Bl.a. kan det beräknas hur mycket kalcit som går åt för att buffra de syrabildande sulfidmineral som finns i avfallsanden. En tumregel är att det går åt tre gånger så mycket kalcit som sulfidmineral för att neutralisera vittringsprodukterna från sulfidoxidationen. Om det finns mer buffrande än syrabildande mineral på en stökiometrisk basis, anses risken för transport av tungmetaller ut i miljön vara liten. Om däremot tillgången på buffrande material är mindre än tillgången av sulfidmineral anses risken för metallutlakning var överhängande och som följd behövs troligen en mer kvalificerad efterbehandlingsåtgärd.

Dynamiska test är ett alternativ till statiska test och har blivit en mer vanlig metod för att utröna risken för metallutlakning (se t.ex. Strömberg och Eriksson, 1996). Dynamiska test ger i motsats till statiska testmetoder information om både de syrabildande och buffrande processernas reaktionshastigheter. Vittringsreaktionernas hastigheter kan ha en stor inverkan på uppkomsten av en sur eller basisk miljö i gruvavfallsdeponin. Medan de statiska testerna endast ger ungefärliga kapaciteter för syrabildande och lättvittrade buffrande mineral, undersöker dynamiska test samspelet mellan de olika hastighetsbegränsade buffrings och sulfidoxideringsreaktionerna som i interaktion med varandra resulterar i ett platsspecifikt lakvatten. Fuktkammarförsök som är en variant av dynamiska test utförs genom att en begränsad mängd av provmaterial utsätts för en syremättad luft som ömsom är torr och fuktig (92-94 %) under 3,5 dygn. Därefter lakas provet med 200 ml avjoniserat vatten under 1 timme. En mindre del av den utlakade mängden uttages därefter för analys. Denna cykel kan upprepas upptill ett par år. En viktig variabel som styr de kemiska och kanske än mer de biologiska processernas hastighet är temperaturen. Det är därför viktigt att denna variabel hålls konstant och resultaten utvärderas utifrån den och den förväntade temperaturen ute på avfallsdeponin. En begränsning med fuktkammarförsöken är att de utförs över relativt korta tidsperioder jämfört

med de hundratals år av lakvattenutveckling som testerna skall värdera. Exempelvis kan ju kalcitmängden i avfallssanden räcka för att buffra oxidationen av sulfidmineral under ett par år och lakvattnet kan under denna tid uppvisa ett neutralt pH med låga metallhalter. Men när väl den buffrande förmågan är förbrukad kan metallhalterna stiga kraftigt med följd effekten att ett surt och metallrikt lakvatten sprids till recipienten.

Funktionskrav på efterbehandling

I kapitlet ovan har de processer som leder till ett miljöfarligt lakvatten beskrivits i en kortfattad resumé. De efterbehandlingsåtgärder som bör utföras på gamla avfallsdeponier, skall utföras för att minska eller helt förhindra de processer som styr utlakningen. Om målet endast är att minska omfånget av dessa vittringsprocesser bör målsättningen vara att utsläppet av metaller är så lågt att naturen kan klara av det i ett långsiktigt perspektiv. För att skydda miljön från ett surt och metallrikt lakvatten finns det ett flertal olika efterbehandlingsmetoder att tillgå. Som nämnts inledningsvis skiljer man i första hand på aktiva och passiva efterbehandlingsmetoder.

Vid användning av aktiva efterbehandlingsmetoder måste antingen energi eller kemikalier tillföras systemet kontinuerligt eller vid diskreta tidpunkter. Det kan ske som exempelvis kalkning av avfallsdeponier eller genom biologisk eller kemisk rening av lakvattnet. Dessa metoder har den begränsningen att de måste underhållas. Därigenom blir aktiva efterbehandlingsmetoder ganska dyra lösningar, då de måste hållas aktiverade så länge ett hot mot miljön föreligger. Som passiva metoder räknas täckning och dämning av gruvavfallet och även etablering av våtmarker som ett dämningalternativ. Syftet med dessa passiva efterbehandlingsmetoder är att efterbehandlade områden skall kunna återlämnas till naturen utan krav på tillsyn annat än övergångsvis.

Detta dokument kommer fortsättningsvis endast att behandla passiva efterbehandlingsmetoder och i detta kapitel främst omnämna viktiga egenskaper hos täckskikt-lösningar. Först beskrivs uppbyggnaden av ett täckskikt och vad de olika delarna har för funktion. Därefter kommer mer detaljerat beskrivas de funktionskrav som man bör ställa på ett täckskikt. Slutligen kommer en genomgång av en del av de funktionskrav som man bör ha på en dämningåtgärd.

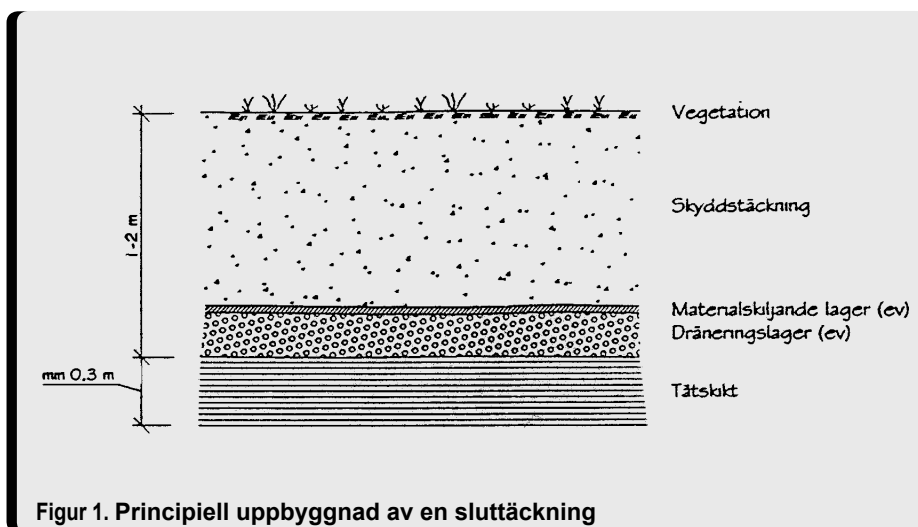
Täckskiktsåtgärder

Tillgången på syre är i många fall den begränsande faktorn för vittringsprocessen. Därför är det av största vikt att efterbehandlingen förhindrar kontakten mellan syre och avfallet. Eftersom syre till största del transporteras eller kommer i kontakt med avfallet genom diffusion, avser efterbehandlingsme-

toden att försämra möjligheten till denna process genom att skapa ett diffusionsmotstånd. Exempel på geologiska material som kan fungera som goda tätskikt och som har ett stort diffusionsmotstånd är fina jordar såsom silt, lerig morän och lera.

Ovanpå tätskiktet läggs ett skyddsskikt som skall skydda tätskiktet från yttre påverkan. För att säkra att efterbehandlingen ger ett sådant skydd mot syrediffusion och infiltration av vatten skall vissa krav ställas på tätskiktet. Efterbehandlingen skall därför vara utformad så att (SNV, Rapport 4202):

- skydd mot rotnedträngning genom tätskiktet finns;
- ingen påverkan av frost eller tjäle förekommer, som kan bidra till bildandet av sprickor i tätskiktet;
- skydd mot erosion av tätskiktet finns;
- inget utbyte mellan avfall och skyddsskikt sker, t.ex. genom rotupptag;
- skydd mot uttorkning av tätskiktet finns.



Figur 1. Principiell uppbyggnad av en sluttäckning

För att veta om tätskiktet är utformat på så sätt att ett fullgott skydd uppnås mot de nedbrytande processer som är nämnda ovan måste man undersöka hur tätskiktet påverkas. Därför följer en kort litteratursammanställning av hur dessa processer kan påverka tätskiktet.

Rotnedträngning

Här sammanfattas i korta drag (Lundgren, 1992) som är baserad på en litteraturstudie. Enligt denna studie är det främst klibbal och asp som breder ut sina rötter på djupet i den utsträckning att det kan utgöra problem för

tätskiktet. För att förhindra rotnedträngning genom tätskiktet eller för att göra risken liten skall följande punkter beaktas:

- att en tydlig och bestående grundvattenyta etableras ovan tätskiktet;
- att tätskiktet är kontinuerligt och kompakt;
- att al och eventuellt asp inte etableras på upplaget.

Vattenmättade förhållanden anses ha en förhindrande effekt för rotnedträngning eftersom de flesta rötter kräver god tillgång på syre. På grund av detta anses det fördelaktigt om tätskiktet är vattenmättat. Ett undantag utgör klibbal som även kan breda ut sina rötter under grundvattenytan. Därför bör denna växtart undvikas vid vegetering av skyddsskiktet. Vegetering av skyddsskiktet anses annars vara en god åtgärd som kan minska risken för erosionskador. Som en parentes anges det i den refererade rapporten (Lundgren, 1992) att för tyska förhållanden anses det krävas mer än 1.5 m mäktighet hos skyddsskiktet för att inte rotvältor skall riskera att påverka tätskiktet.

Frostdjup

Även i detta avsnitt sammanfattas erfarenheter från Lundgren (1992). Frostdjupet beror främst på köldmängden och det geologiska materialets vattenhållande förmåga, eftersom det krävs mer kyla för att frysa vatten än luft. Ett par viktiga faktorer som styr frostdjupet är

- snötäckets djup;
- statistisk risk för extremvärden (t.ex. 100, 1000-års extremvärden);
- typ av jord.

Anledningen till att snödjupet påverkar frostdjupet, är att snö har en god isolerande förmåga, och hindrar kyla från att tränga ned i marken. På vilken årsbasis man skall dimensionera tjäldjupet ifråga om extremvärde får göras utifrån en ekonomisk- nyttoanalys. I Lundgren (1992) rekommenderas att dimensioneringen utförs utifrån 100-års extremvärde. Det kan givetvis spekuleras om denna nivå räcker när man ofta har för avsikt att efterbehandlingen skall fungera i ett längre tidsperspektiv. Exempel på tjäldjup i olika delar av landet beroende på om marken är täckt eller fri från snö är beskriven i tabellen nedan.

Värdena i denna tabell bygger på en analys av statistik från verkliga mätningar under ca 10 år.

<i>Ort</i>	<i>Snöfri mark (m)</i>	<i>Snötäckt mark (m)</i>
Söderhamn	1.65	1.38
Västerås	1.35	0.78
Uppsala	1.02	0.74

För att få reda på tjäldjupet för det ställe där gruvavfallet skall deponeras behövs information om det geologiska materialet som skall användas, snödjup och köldmängd. Enligt Handboken Bygg, G (1984) kan man räkna ut tjockleken av lämpligt skyddsskikt enligt formeln nedan:

$$z = \Psi \sqrt{2\lambda_f F / L'}$$

där z = maximalt tjäldjup

2λ = värmeledningstal i jord (beroende på vattenmättnad och geologiskt material)

F = köldmängd på markytan

Ψ = korrektionsfaktor för temperatur, markens beskaffenhet mm

Värden på möjliga parametrar kan hittas i Handboken Bygg, G (1984). Formeln bygger på att marken är snöfri, och ger därför ett konservativt mått på tjäldjupet.

En viktig egenskap hos lera som tätskiktmaterial är att sprickor kan uppkomma på ett större djup än frostdjupet (se Benson and Othman, 1993). Detta beror på att vid frost bildas ett kapillärt undertryck vid frostdjupet vilket gör att porvatten sugts upp till denna zon. Denna process kan ge upphov till irreparabla skador i tätskiktet som kan öka in- diffusionen av syre och därigenom underlätta vittring och utlakning av miljöskadliga metaller.

Vid dimensioneringen av en tätskiktlösning är det viktigt att hela tätskiktet är skyddat mot frostnedträngning genom att ett skyddsskikt påläggs som minst är lika tjockt som frostnedträngningsdjupet.

Erosion

För att undvika erosion av täckskiktet förespråkas ofta vegetering (se t.ex. Ledin, 1999). Till en början används ofta olika gräsarter för vegetering. Med tiden planläggs ofta plantering av vedartade växter samt träd. Som nämnt ovan är det viktigt att urvalet av trädplanteringar görs med hänsyn till risken för rotnedträngning. Erosionsproblem kan ofta uppkomma vid slänter. Därför är det en viktig åtgärd att hålla en låg rasvinkel för att minska erosionen. Det är också viktigt att det finns en god dränering runt sandmagasinen så att inte vårfloder eller andra vattensamlingar drar med sig material ur täckskiktet.

Vid genomläsning av Miljörapporter från efterbehandlade gruvor är det inte ovanligt att det står omtalat problem med erosion. Dessa skador är kanske i vissa fall lätta att åtgärda. Men om man ser på efterbehandlingen som en teknisk hållbar lösning som på sikt skall återlämnas till naturen utan tillsyn så är det ganska anmärkningsvärt att man ser skador efter så kort tid, då dessa skador kan leda till en ökad vittring och metallutlakning. En möjlig förklaring till de erosionsskador som har uppstått kan vara att den vegetering som har påförts skyddsskiktet ännu inte ger fullgott skydd mot erosion. I framtiden är det viktigt att verkkningsfulla metoder utvecklas för att förhindra att erosion utvecklas och som fungerar även vid stora påfrestningar som vid en vårflod.

Uttorkning av tätskikt

För att funktionen av tätskiktet som syrebarriär skall vara godtagbar krävs det ofta en hög vattenmättnad. Detta gäller speciellt om tätskiktet består av lera. Vid uttorkning kan annars torrsprickor bildas, som bildar kanaler där syre kan diffundera in. Så länge som en funktionskontroll av efterbehandlingen genomförs så kanske vattenmättnaden i tätskiktet borde undersökas, eftersom denna information kan ge en prognos om hur tätskiktet kan förväntas fungera i framtiden. Forskning visar bland annat på relativt signifikanta variationer i grundvattenytan under ett tätskikt kan förekomma, vilket har implikationer på tätskiktets vattenmättnadsgrad (se t.ex. Werner, 2000).

Dämningsåtgärder

Dämningsåtgärder av gruvavfall går ut på att man skapar en syrebarriär mellan avfallet och atmosfären med ett vattenskikt, genom att anlägga gruvavfallsdeponin i dammkonstruktion eller naturligt vattendrag. Ett par kritiska parametrar som styr funktionen av en dämningsåtgärd är:

- Vattenytans läge relativt avfallet;
- Hur en eventuell bräddning över dammvallen påverkar vattenkvaliteten och i vilken utsträckning bräddningen påverkar dammkroppens stabilitet;
- Erosion av dammkroppens vallar.

En nyckelparameter som styr efterbehandlingsens effektivitet för en dämningssåtgärd är den relativa nivån mellan dammytan och avfallet. Det är mycket viktigt att vattenytan hela tiden ligger högre än avfallet så att inte någon sulfidoxidation sker. Detta är viktigt speciellt då det inte finns någon begränsning på vatten som kan laka ur de frigivna metaller som är produkten av sulfidoxidationen. En annan aspekt på höjden relativt avfallet är att den skall vara så stor att inte en eventuell vågbildning kan piska ner syre till avfallet genom konvektion. En annan aspekt på vågor är att dessa kan få den finkorniga avfallssanden att uppslammas och på så sätt komma närmare vattenytan. Någon slags åtgärd för att minska vågbildningen i dämningssmagasinen är därför en önskvärd åtgärd, vilket kan ta sig uttryck i konstruerade vågbrytare. En viktig frågeställning relaterad till dämningssåtgärder är vilken beredskap som finns vid ett eventuellt torrår då vattnet i dammen skulle kunna avdunsta med en sänkt vattennivå som följd. Utifrån detta perspektiv vore det lämpligt med installation av någon loggert, och att en beredskapsplan finns utarbetad där nödvändiga åtgärder finns förberedda.

Den omvända situationen till en för stor avdunstning i dammen, gäller vid en eventuell bräddning av dammen p.g.a. för höga flöden. Sådana situationer skulle till exempel kunna ske vid en vårflod eller under en tidig höst då stora nederbörds mängder vissa år faller. Dessa höga flöden kan eventuellt leda till viss turbulens i dammen med uppslamning som följd. Det gäller därför att bräddningen sker på sådant sätt att inte metallhaltigt vatten sprids till nedströms liggande recipienter. Kanske skulle den översta delen av dammvallen kunna fungera som ett reaktivt filter, eller eventuellt skulle ett kalkningsfilter kunna ha installerats direkt nedströms dammanläggningen för att neutralisera och fastlägga eventuella metallutsläpp. Kalkningsfilter har emellertid visat sig vara en för dyr lösning. En annan aspekt på bräddning är att det ökade flödet kan leda till erosion av dammkroppen med minskad stabilitet som följd.

Vid genomgång av Miljörapporter från gruvindustrin finns det tecken på erosionsproblem vid dammkonstruktionerna. Denna problematik har även aktualiserats i och med miljökatastrofen som skedde p.g.a. att en anrikningsdamm förstördes i Spanien vilket resulterade i att avfallssand kontaminerade stora ytor jordbruksland samt genom det dammbrott som skedde vid Aitik-

gruvan. Utifrån perspektivet med erosion av dammkonstruktionen så kan man fråga sig om denna efterbehandlingsmetod verkligen kan anses vara passiv och kan lämnas utan tillsyn, då den i så stor grad är beroende av en säker dammkonstruktion.

Kontroll av efterbehandling

För att kunna kontrollera att efterbehandlingen lever upp till de krav som ställs på funktionen, d.v.s. att den förhindrar vittring och urlakning av metaller till miljön, krävs olika former av kontrollprogram eller tillsynsåtgärder. Några av dessa kontrollåtgärder är listade i de två följande avsnitten. De första behandlar utförandekontrollen som bör genomföras av en extern observatör direkt efter det att entreprenören har avslutat olika moment av sitt arbete. Denna inspektion har till främsta avsikt att se att de fysiska förhållanden vid efterbehandlingen följer den godkända efterbehandlingsplanen. Det andra avsnittet behandlar funktionskontrollen som bör utföras med vissa mellanrum efter det att efterbehandlingen är slutförd för att undersöka om efterbehandlingens funktion är tillfredställande.

Utförandekontroll

Utförandekontrollen utförs efter att olika moment av efterbehandlingen är slutförda för att se om åtgärden uppfyller de fysiska krav och dimensioner som står beskrivna i efterbehandlingsplanen. En utförandekontroll kan innehålla följande moment:

- framtagning av packningskurva för tätskiktet innan utläggning;
 - packningskontroll med isotopmätare samt bestämning av densitet och vattenkvot innan utläggning;
 - okulär besiktning och avvägning av tätskikt med avseende på ojämnheter och skador;
 - bestämning av partikelstorlek, hydraulisk konduktivitet i tätskiktet;
 - okulär besiktning och avvägning av skyddsskiktet;
 - avvägning av släntlutning;
 - kontroll av besåning för vegetering, samt
 - kontroll av skiktjocklek under hela utläggningsarbetet.
- Efter det att en efterbehandling är genomförd skall det finnas protokoll från en utförandekontroll, där de avvikelser som finns är angivna. Därefter, om behov finns skall en åtgärdsplan för att rätta till felaktigheter upprättas, och därefter skall nödvändiga åtgärder utföras och dokumenteras.

Funktionskontroll

Funktionskontrollen är en utvidgad kontroll som inkluderar kontrollpunkter för beräkning av metallfluxet ut från deponin. Den ger också mått på efterbehandlings fysiska och kemiska funktion som i första hand är relaterad till hur efterbehandlingen klarar att förhindra syrediffusion och hur den förhindrar lakvattenbildning. Temperaturen mäts som en indikation på om vittring sker eftersom vittring av sulfidmineral är en exogen process där värme bildas. En annan viktig del i funktionskontrollen är att besiktiga efterbehandlingsåtgärden för eventuella erosionsproblem och se till att olämpliga växter såsom t.ex. al inte etablerar sig på täckskiktet. Funktionskontrollen bör innehålla följande moment och mätningar för gråbergssupplag eller sandmagasin:

- grundvattennivån;
- syrekonzentration i porgas under och ovan tätskikt;
- infiltrerad vattenmängd genom täckskikt;
- temperatur på olika djup i täckskiktet och avfallet för att uppskatta eventuell pyritoxidation och tjäldjup;
- okulär besiktning av täckskikt med avseende på eventuell erosion, hur dräneringen fungerar, samt med avseende på hur väl växtetableringen har utvecklats;
- mätning och analys av dränagevattenflöde och sammansättning.

I ett sandmagasin som täckts med vatten bör följande punkter finnas med i ett funktionsprogram:

- vattennivå relativt avfallet;
- analys av vattenkvaliteten i magasinet och vid utloppet;

Givetvis kan de platsspecifika förhållanden som speciella skyddsvärda områden, även kräva mätningar av andra parametrar, t.ex. genom mer utförliga recipientundersökningar där påverkan på mossor, sediment, fiskar och mikroorganismer undersöks. Sålunda kan tidigare nämnda exempel på mätningar ses som ett minimum av punkter som skall ingå i ett funktionsprogram. Frekvensen på mätningarna bör bedömas utifrån de resultat som fås. Men eftersom efterbehandlingen skall fungera under lång tid bör också funktionsprogrammet se till att den tekniska funktionen av åtgärden är så hållbar som förväntas. Som en utvecklingsmöjlighet och en alternativ eller kompletterande metod till metallanalyserna vid kontrollpunkterna skulle kunna vara användandet av bioindikatorer, som ger ett mått på toxiciteten av de ämnen som släpps ut i recipienten.

Denna metod används idag bl.a. vid intag till vattenverk i Danmark.

Vid val av kontrollparametrar för analys anses förutom pH och tungmetaller även alkalinitet vara en viktig parameter. Detta beror på att alkaliniteten, som är ett mått på vattnets buffringsförmåga ger en prognos på huruvida vattenkvaliteten är påverkad av vittringsprocesser. Sålunda kan alkaliniteten minska utan ändringar i pH vilket i såfall kan vara en indikation på en aktiv sulfidvittring. En annan parameter som också borde följas upp är trender i meteorologin som ett mått på risken för kraftiga vårflooder. Vid fältbesök bör det läggas stor vikt på hur dräneringen kring efterbehandlingsåtgärden fungerar med avseende på hur ytvatten leds bort och hur åtgärden därigenom är förberedd för en kraftig vårflood.

Referensobjekt

Vissa kvalificerade efterbehandlingsåtgärder har genomförts med ganska omfattande funktionskontrollprogram i Sverige. En beskrivning av dessa objekt med avseende på design och funktion görs i detta avsnitt. Först kommer en kort introduktion av lokaliteten, vilket efterföljs av en relativt detaljerad beskrivning av efterbehandlingsåtgärden. Slutligen kommer data från kontrollprogrammen att kort presenteras och utifrån dessa kommer en preliminär bedömning av efterbehandlingsfunktionen att göras.

Adak

Staten har bedrivit gruvdrift i Adakgruvan i Västerbottens län sedan 1940-talet fram till 1977. Boliden har under denna tid stått för driften. Vid gruvan bröts en komplexmalm med innehåll av koppar. Gruvområdet återställdes därefter genom att gruvindustri och gruvsamhället revs. Sandmagasinen kalkades och gräsbesåddes 1979. Denna efterbehandling visade sig dock inte räcka med tungmetallhalter i närliggande recipienter som följd och med vegetering på sandmagasinen som dog ut. På grund av dessa omständigheter togs en ny efterbehandlingsplan fram, som innehöll följande åtgärder:

- vittrat material av avfallssand och gruvvarp som finns i vägbankar på det gamla industriområdet är ihopsamlat och deponerat på sandmagasinen. Dessa ytor var därefter vid behov kalkade och täckta med 0,3 m morän.
- området nedströms sandmagasinet innehåller också utspolad avfallssand som ligger utspridd över ett våtmarksområde och även en del i sjön Rudtjejure. I detta område har totalt ca 5000 ton kalciumkarbonat infrästs och är därefter täckt med 0,3 m sorterad morän
- sandmagasinet täcks med ett tätskikt bestående av 0.5 m tät packad morän med en hydraulisk konduktivitet lägre än $5 \cdot 10^{-8}$ m/s. Skyddsskiktet består av 1.5 m morän.
- de två dagbrotten skall vattenfyllas

Dessa efterbehandlingsåtgärder avslutades under senhösten 1999.

Bedömning av efterbehandlingsfunktionen på berörda recipienter

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen utarbetades ett kontrollprogram som innefattar följande moment:

- mätning av syrgashalten under tätskiktet;

- mätning av grundvattennivån i sandmagasinen;
- vattenprovtagning i det igenfyllda Adak- och Lindskölds dagbrotten
- vattenprovtagning från dräneringsdiket vid sandmagasinet
- vattenprovtagning i Rudtjesjön som är en närliggande recipient till sandmagasinet
- vattenprovtagning i Skeppsträskån som är en närliggande recipient till gruvområdet
- vattenprovtagning av dräneringsvatten från det gamla industriområdet
- vattenprovtagning i områdets råvattentäkt

Provtagning från 1999 i de nio syresonderna visar på ett medelvärde av 0.11 %, vilket tyder på en god funktion av tätskiktet. Vatten från dräneringsdikena kring sandmagasinet visar dock fortfarande (1995-1999) mycket höga halter av metaller, sulfat och ett lågt pH. Adaks industriområde visar i och med i år kraftigt förhöjda metall halter av zink och koppar efter att ha uppvisats en nedåtgående trend de senare åren. Denna förhöjning gäller dock inte i samma utsträckning arsenik.

Vattenproverna i råvattentäkten visar innehåll av koppar, zink och arsenik. Men med jämförelse med Statens livsmedelsverk bedömningsgrunder kan vattnet klassas som tjänligt utan anmärkning.

Vattenprovtagning i de båda igenfyllda dagbrotten visar generellt en tendens av svagt ökande metallhalter. Metallhalterna i dagbrotten är mycket höga, vilket delvis tros bero på inströmning av vatten från sandmagasinet. Generellt är pH en enhet lägre i Lindahlsdagbrottet (3.5-5.4) än i Adakgruvan (3.8-7.4), men pH varierar ganska kraftigt över tiden.

Värdena av metallhalterna för recipienterna jämförs med måttligt höga halter och höga halter respektive, givet i Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4 för sjöar och vattendrag. I Skeppsträskån uppvisas i provpunkten nära Adakgruvan påverkan av metaller från gruvan med värden som ligger kring höga halter. Rudtjebäcken ligger nedströms dräneringsdikena för sandmagasinet. Vi denna bäck finn det två provtagningspunkter på olika avstånd från dräneringsdiket.

Värdena av pH stiger nedströms men ligger fortfarande i det sura området med ca 5 i den uppströmspunkten och ca 6 längre nedströms. Halterna för de flesta metallerna uppvisar samma struktur med undantag av arsenik som uppvisar högre halter nedströms. Halterna av koppar, arsenik och zink är mycket höga i Rudtjebäcken, men för koppar finns en svagt fallande tendens.

Ett problem har varit en bristning i invallningen av dagbrottsjön som

skedde under våren 1998, vilket resulterade i att 20-30 000 m³ surt och metallhaltigt vatten spreds i den omgivande terrängen. I allt spreds uppskattningsvis 12-16 kg koppar, 30-40 kg zink, 0.15-0.20 kg bly, 0.06-0.1 kg kadmium och 0.02-0.03 kg arsenik utöver omgivningen. Eftersom det fortfarande var tjäle i marken spreds ytvattnet över relativt stora arealer. Som en saneringsåtgärd spreds totalt 650 ton kalk ut i de översvämmade områdena. Vid vårfloden har det visats sig vara vissa problem med erosion vid slänterna av täckningen. Generellt sätt kan man inte se några signifikanta procentuella reduktioner i metallhalterna sedan efterbehandlings slutförande. Istället ser man ganska stora variationer i metallhalterna över året.

Aitik

Aitikgruvan som ligger i Gällivare kommun i Norrbottens län är en av Europas största koppargruvor med en produktion av ca 210 000 ton kopparslig. Det produceras årligen (1999) avfall i form av ca 17 M ton anrikningssand och ca 17 M ton gråberg som deponeras i anslutning till gruvan.

Gråbergssupplaget täcks med ett moräntäckskikt på ca 1.3 m bestående av ett tätskikt på 2 x 0.5 m och ett skyddsskikt på 0.3 m. Detta arbete har påbörjats 1998 och kommer efterhand att fortgå och avslutas efter driftsperioden. Det förefaller oklart om ett skyddsskikt på 0.3 m morän räcker för att hålla tätskiktet skyddat från frost och rotnedträngning. Om så inte är fallet kan sprickor p.g.a. tjällossning leda till indiffusion av syre till avfallet.

Efter att driften av Aitik har lagts ned kommer det idag vattenmättade sandmagasinet att dräneras och anrikningssanden kommer därefter som efterbehandlingsmetod endast att besås enligt Boliden AB. Detta beslut att anrikningssanden endast behöver besås bygger på ett fuktkammarförsök där anrikningssanden utsattes för ett tvåårigt lakningstest. Det förefaller lite osäkert om man utifrån ett tvåårigt laktest kan dra slutsatsen att anrikningssanden i ett längre perspektiv inte kommer att ge ett surt lakvatten, speciellt då svavel/kalcitförhållandet av malmen vid Aitikgruvan (SNV, Rapport 4202) är relativt stort. Resultaten från dessa test visade att lakvattnet hade ett neutralt pH där de i pyritoxidationen producerade oxoniumjonerna hade buffrats med främst kalcitmineral. Om man undersöker tidserien för pH ser man dock en trend med sjunkande pH-värden över tiden. Även om det finns silikatmineraler i anrikningssanden är buffringen med dessa mineraler ett

relativt långsamt förlopp. Dessutom kan silikatmineralerna endast buffra till ett pH av ca 4 (SNV, Rapport 4202), vilket medför att ett surt vatten med en relativt hög metallhalt kan nå recipienten från anrikningssanden även vid silikatbuffring. På dessa premisser är det osäkert om besåning av anrikningssanden kan anses vara en teknisk hållbar efterbehandlingsmetod. Problem med besåningen skulle kunna leda till svåra problem med damning från sandmagasinen.

Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen för gråbergssupplaget utarbetades ett kontrollprogram som innefattar följande moment:

- mätning av syrgaskoncentrationen under täckskiktet;
- mätning av infiltrerad vattenmängd genom täckskiktet;
- okulär besiktning med avseende på eventuell erosion samt med avseende på hur vegeteringen av skyddsskiktet etablerar sig;
- mätning av dränagevattenflöde och analys av sammansättning av lakvatten.

Från Miljörapporterna finns det data för utsläpp av metaller till vattenmiljö. Eftersom drift pågår belyser dessa värden nog snarare effekten av adsorption på sanden i klarningsmagasinen än effektiviteten av de till dags datum genomförda efterbehandlingarna. Bedömningen av de valda efterbehandlingarnas effekt för miljön får nog istället grundas på uppmätta syrekoncentration under täckskiktet och erfarenheter av erosion av täckskiktet och täckskiktet troliga skydd mot erosion. I miljörapporten nämns det att några ytor på den efterbehandlade delen av gråbergssupplaget redan 1998 eroderade. Dessa områden har också kompletteras med sprutsådd av gräsfrön. Det kan anses vara ganska anmärkningsvärt att redan ett år efter efterbehandlingen, har vissa delar av täckskiktet eroderat bort. Denna erfarenhet av erosionskador innan vegeteringen har bundit skyddsskiktet har emellertid även setts på andra platser. Resultat från syrgasmätningar av täckskiktet framkommer inte i de senaste årens Miljörapporter.

Bersbo

Bersbogruvan var ett pilotprojekt i Sverige när det gäller efterbehandling av gruvavfall. Gruvan som ligger i Östergötland är mycket gammal och koppar har brutits där under en 500 års period fram till 1920 talet, vilket bl.a. resulterade i utspridda upplag av gruvvarp över en area av 190 000 m² mark. En effekt av denna drift uppvisades på 1970 –talet vara försurade lakvatten

med högt metallinnehåll och en omfattande metalltransport i vattensystemet nedströms.

Som ett första steg mot efterbehandling av området koncentrerades gruvvarpen genom att de gamla gruvschakten fylldes igen med varp och att resterande varp lades upp på två upplag nämligen Storgruveupplaget och Steffenburgsupplaget. De rensade områdena kalkades, täcktes med 0.3 m morän och planterades med tall. De två gruvvarpupplagen täcktes därefter med olika material. Steffenburgsupplaget fick ett tätskikt av 0.5 m lera medan Storgruveupplaget fick ett tätskikt av 0.3 m av Cefyll, som består av en cementstabiliserad kolflygaska och makadam. Anledningen till att man använde två olika tätskiktsmaterial var att man ville prova funktionen hos dessa två material. En annan orsak var att man hade branta slänter vid Storgruveupplaget som medförde att Cefyll lämpade sig bättre där. Som skyddsskikt för att skydda tätskiktet mot tjäl- och rotnedträngning lades ett lager på 2 m morän. Med etableringen av detta skyddsskikt avslutades efterbehandlingen i mars 1989.

Bedömning av efterbehandlingens effekt på berörda recipienter

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen utarbetades ett kontrollprogram som innefattar följande moment:

- mätning av syrgashalten ovan och under tätskiktet;
- mätning av vattenomsättningen genom täcksiktet;
- Analys av ytvattenprovtagning i utsläppspunkter från gruvvarpsdeponierna och i nerströms belägna recipienter.

Generellt är det stor skillnad i resultaten av efterbehandlingen av Storgruveupplaget och Steffenburgsupplaget. Till exempel är den uppmätta syrgaskoncentrationen 10 gånger högre vid Storgruveupplaget än vid Steffenburgsupplaget. Ändå är syrgaskoncentrationen vid Storgruveupplaget låg som resultat av en lyckad täckningsåtgärd. En orsak till de högre syrekoncentrationerna har visat sig bero på luftläckage genom främst gamla gruvorter under upplaget. Dessa läckage är nu åtgärdade. En annan orsak kan vara att tätskiktet vid Storgruveupplaget inte är lika vattenmättat som vid Steffenburgsupplaget på grund av de branta slänterna, som ger bättre vattenavrinning.

Vid detta projekt fokuserades det ej på metalltransporten i funktionskontrollprogrammet utan främst på mätningar av metallhalter som är sammanfattade av (Sandén, 1999). Bland annat har koncentrationen av koppar minskat till cirka hälften vid utloppet från Storgruveupplaget medan kad-

mium och zink är på samma nivå som innan efterbehandlingen. Detta beror nog delvis på deponeringen av vittrat material i Storgruveschaktet. Vid Steffenburgsupplaget har koncentration av koppar och kadmium minskat med cirka 85 % medan zink har minskat med ca 45 %. Dessa minskningar tyder på en minskad belastning av recipienten som en följd av genomförda åtgärder, eftersom även lakvattenmängden från upplagen minskat.

En viktig erfarenhet från efterbehandlingen i Bersbogruvan är att den visar att redan vittrat material inte bör blötläggas i en dämningsefterbehandlingsåtgärd, eftersom det medför kraftig metallurlakning. En annan erfarenhet är hur viktigt det är att vara noggrann i alla delar av åtgärdsarbetet och ha en noggrann utförandekontroll.

Enligt Lundgren (2000b) utfördes det en avvägning av de båda upplagen efter det att efterbehandlingen var genomförd. Det vore intressant att utföra en avvägning igen för att undersöka hur mycket täcksikt har satt sig.

Enåsen

Enåsengruvan är belägen i Ljusdals kommun i Gävleborgs län och är en guldruva som har varit i drift mellan 1984-1991. Avfallet från gruvdriften består av gråberg upplagt i deponier, avfallssand som ligger i sandmagasin och klarningsmagasin.

Efterbehandlingen slutbesiktigades 30 augusti, 1995 och består av en täckning av sandmagasinet med ett tätpackat dubbelt moränskikt på sammanlagt 0.8 m och ett skyddsskikt på 0.3 m löst utlagt material som blev utlagt för att säkerställa en god vegetering av täckningen, dessutom är täckningen täckt med lösa stenar för att passa bättre in i landskapet som är täckt med storblockig morän. Som en del i efterbehandlingsarbetet kommer dagbrottet också att fyllas med vatten. I dagbrottet deponerades anrikningssanden från guldlakningsförsöken tillsammans med marginalmalm från upplaget intill gråbergsupplaget. Dessutom kalkades dagbrottet 1998 med 80 ton teknisk kalk för att förbättra vattenkvaliteten. En pegel har installerats i dagbrottet för vattennivåmätningar. Pegeln har installerats för att kunna möjliggöra mer detaljerade beräkningar av vattenbalansen av vatten i dagbrottet. Efterbehandling av gråbergsupplaget kommer att bygga på resultaten från utredningen av ytvattentransporten av metaller från gråbergstippen. För närvarande uppmäts koncentrationerna av metaller i grundvattnet under gråbergsdeponin som inte är efterbehandlad och i det ytvatten som härrör från deponin. Klarningsmagasinet efterbehandlas med uppfyllning av vatten med minst ett djup av 1.5 m till anrikningssanden.

Bedömning av efterbehandlings effekt på berörda recipienter

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen utarbetades ett kontrollprogram som innefattar följande moment:

- mätning av syrgashalten under täcksiktet;
- grundvattennivån i sandmagasinen;
- vattenprovtagning i det igenfyllda dagbrottet;
- grundvattenprover och ytvattenprover av vatten från gråbergsupplaget;
- vattenprovtagning i utskovet från klarningsmagasinet.

Data från dessa provtagningar kommer från den årliga miljörapporten som Boliden Mineral AB ger ut. Data för halter i vatten från klarningsmagasinet visar på ökning i transporten av zink, och med en stabilisering av transporten för bly och koppar. Vidare ses en gradvis minskning i vattnets pH över tiden (1985-1999) och en ganska markant minskning i alkaliniteten som år 1999 är nere nära 0 mmol/l. Alkaliniteten är en bra parameter som nog borde mätas vid alla funktionskontrollprogram speciellt då den också är en relativt billig analysmetod och ger trender i syraproduktionen.

Data för grundvatten under gråbergsdeponin visar relativt höga halter av sulfat i vissa av grundvattenpunkterna. Zinkhalten uppvisar också relativt höga värden kring ett tiotal mg/l, och med stora fluktuationer över tiden. De senaste åren uppvisas en nedåtgående trend. Zink och sulfathalterna i ytvattenansamlingen från gråbergsupplaget uppvisar relativt höga värden med en viss neråtgående tendens för zink och en svagt uppåtgående trend för sulfat. Resultaten från syrgasmätningarna i sandmagasinet uppvisar mycket stora variationer med värden över 10 %. Boliden menar dock att höga värden beror på otätheter i installationen av mätutrustningen. Vid den senaste mätningen i juli 1999 uppmättes koncentrationer på ca 1 %, vilket visar på ett relativt gott diffusionsmotstånd i täcksiktet. Viss typ av vittring kan dock även ske.

Utifrån de grundvattennivåmätningar som har skett kan man dra slutsatsen att en viss ökning av grundvattennivån har skett. Mätningarna visar på ganska lokala variationer i ökningen.

Sammanfattningsvis visar resultaten på vattnet i klarningsmagasinet på en ökande vittring med en alkalinitet nära 0, med ett gradvis sjunkande pH och en ökande transport av zink. De relativt höga halterna av svavel från gråbergsdeponin kan föranleda att en kvalificerad täckning behöver utföras. De förhöjda grundvattennivåerna och de låga syrgaskoncentrationerna under täcksiktet i sandmagasinet ger dock tecken på att täckningen fungerar tillfredställande. Generellt sätt är metalltransporten från Enåsengruvan på

en sådan nivå att den inte bör utgöra något problem för recipienten. Efterbehandlingens beständighet kan emellertid ifrågasättas då alkaliniteten är så låg och skyddstäckningen så begränsad.

Ranstad

Ranstadgruvan ligger på Billingen i Västra Götaland. Där genomfördes på 1960 talet en provbrytning av uran på ca 1.5 miljoner ton alunskiffer. Denna provbrytning genomfördes för att säkra en eventuell framtida försörjning för svensk kärnkraftindustri. Ur detta material utvanns 215 ton uranoxid. Även om bara en provbrytning genomfördes så ledde denna till omfattande massor med gruvavfall som skulle efterbehandlas. Avfallet består till största delen av lerliknande material av krossad alunskiffer som innehåller främst metallerna uran och nickel.

Efterbehandlingen genomfördes under tiden 1990-1994 och bestod i en kvalificerad täckning av lakresterna och en igenfyllning med vatten av dagbrottet som sedermera kom under namnet Tranebärssjön. Kravet på täckningen av lakresterna var att endast 10-15 % av nederbörden skulle tränga ned till lakresterna vilket motsvaras av en hydraulisk konduktivitet på $5 \cdot 10^{-9}$ m/s i tätskiktet. Därför lades ett 0.2 m tjock tätskikt på avfallet. Ovanpå på det 0.2 m tjocka tätskiktet lades ett dräneringsskikt bestående av 0.2 m tjock kalksten. Detta användes för att förhindra att vatten blev stående på tätskiktet och för att höja pH och på sätt minska urlakningen. Ett tredje skikt bestående av 1.2 m morän lades på för att förhindra rotnedträngning eller tjälnedträngning i tätskiktet. Det fjärde skiktet bestod av matjord som skulle garantera en snabb vegetering av området, som skall skydda täckningen från erosion och öka avdunstningen. Vegeteringen skall också läka igen de landskapssår som gruvan har inneburit. De täckta lakresterna dräneras med diken och lakvattnet transporteras sedan till ett kalkfällningsverk där lakvattnet renas. I och med 1998 är avfallet i Ranstad efterbehandlat och vegeterat med gräs och örter. Man har även planer på att plantera al, björk och gran på skyddsskiktet.

Återfyllningen av dagbrottet började 1991 och var klar 1993. Under de 30 år då gruvan pumpades torr bildades ett influensområde på ca 3 km². I detta område var skiffret utsatt för vittring och när grundvattenytan höjdes tvättades dessa vittringsprodukter ut och undre delen av sjön innehåller därför relativt höga halter av metaller.

Bedömning av efterbehandlings effekt på berörda recipienter

För att bedöma efterbehandlings funktion har följande parametrar uppmätts under tiden 1991-1999:

- pH-värde inne i laktstupplaget;
- svavel och metallkoncentrationer i recipient nedströms lakrestupplaget;
- svavel och metallkoncentrationer i referenspunkt;
- svavel och metallkoncentrationer i det vattenfyllda dagbrottet;
- svavel och metallkoncentrationer i botten på det vattenfyllda dagbrottet;
- svavel och metallkoncentrationer i utloppet från det vattenfyllda dagbrottet;

Om man tittar på pH –värdet i lakrestupplaget så ser man en stigning från 1993- 1995, vilket kan bero på att vittringen har avstannat när syretillgången har minskat. Därefter från 1995-1999 med undantag av 1996 ser man en stabilisering av pH-värdet i intervallet 6-7. Om vi istället undersöker metallhalterna nedströms lakrestdeponin ser man att de flesta metaller minskar från 1993-1995, men finns fortfarande kvar i mycket höga halter. Under perioden 1996-1999 ser man dock generellt en minskande tendens i metallkoncentrationerna som dock fortfarande är höga. Eftersom lakvattnet från lakrestupplaget renas i en reningsanläggning innan de når recipienterna innehålls de krav som ställts av länsstyrelsen.

Tranebärssjön som består av det igenfyllda dagbrottet har en area på 270 000m² och har ett medeldjup på 3.2 m med ett maxdjup på 14 m. Då sjön är starkt skiktad provtogs både yt- och bottenvatten. Halterna i sjön jämför med bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag utgivna av Naturvårdsverket. Generellt sätt är halterna i botten av sjön högre än vid ytan. Halterna av metaller i sjöns ytvatten tillhör förutom, nickel och bly, klasserna låga eller mycket låga halter. I bottenvattnet är halterna för arsenik måttligt hög och för nickel hög, medan halterna av kadmium, krom, koppar, bly och zink är låga.

Vid utloppet från sjön finns bly och nickel i måttligt höga, uran i höga koncentrationer medan arsenik, krom och zink finns i låga koncentrationer. Vid utloppet ser man ingen tydlig ökande trend för någon av metallerna, utan istället en minskande trend för bly, nickel, och zink.

Ett problem som man har upptäckt efter det att efterbehandlingen var genomförd är att botten på upplaget i Ranstad inte är särskilt tät, med jordlager med hög permeabilitet. Detta innebär att lakrester kan tränga ut ur botten av upplaget.

Slutligen kan man dra slutsatsen att trots den kvalificerade täckningen kan

man efter så här kort (1992-1999) tid inte se effekterna av efterbehandlingen vid mätningar av lakvattnet. Dock om man tittar på grundvattenproverna ser man att det vattnet håller god kvalitet. I fallet med Tranebärssjön ser man problemen med att vattenfylla ett dagbrott med utlakning av vittrade produkter som bildats under driften av gruvan. Men även där ser man generellt en minskning i koncentrationerna med undantag av några tungmetaller såsom uran, bly och nickel. En estetisk aspekt är att vattnet i sjön färgas rött under vissa tider på året p.g.a. omblandning av syrerikt vatten under höststormar vilket gör att t.ex. järn(II) oxideras och fälls ut.

Saxberget

Berget Saxberget ligger i Ludvika kommun. Sulfidmalmsbrytningen i Saxberget går tillbaka till slutet av 1800-talet och gick då under benämningen Långfallsgruvan. I gruvan bröts bly och zink. Boliden köpte 1957 gruvan av Zinkgruvor AB och drev därefter gruvan fram till 1988 då malmen tog slut. Totalt beräknas det att 8,2 miljoner ton malm har brutits vilket har medfört en avfallsmängd på ca 7.5 miljoner ton eller ca 4 miljoner m³. Det mesta av avfallet består av avfallssand men äldre delar i Saxdalen består även av gruvvarp och slagg. De största efterbehandlingsobjekten är de två sandmagasin som finns vid gruvan. Eftersom endast det Östra magasinet har använts av Boliden, så förhandlades det fram en lösning där Boliden stod för halva kostnaden av efterbehandlingen och staten för den andra halvan. Utifrån denna överenskommelse om finansiering utarbetades 1992 en efterbehandlingsplan. Denna ändrades med avseende på antalet tätskikt 1994.

De berörda recipienterna vid Saxbergsgruvan är Sjön Väsman, sjön Saxen, sjön Olsjön samt Vattenfallsgröpbäcken och belastningen består främst av metallerna zink och kadmium.

Mineralerna i sandmagasinen har på grund av tillgången på syre blivit vittrade. I det västra gamla sandmagasinet har dock vittringen inte trängt ner så djupt eftersom grundvattenytan är ganska hög. Även om det nya magasinets botten är mer dränerbar, med en lägre grundvattenyta som följd, har inte vittringen heller där nått så djupt ner i magasinet eftersom sandmagasinet har varit vattenfyllt ända fram till 1988 då driften lades ner. Eftersom brytningsprocessen har varit den samma under nästan hela brytningen så har avfallssanden i de två sandmagasinen liknande kemisk sammansättning med en zinkhalt på ca 1 %, en svavelhalt på 2-3 % och en kalcithalt på ca 0.5-1 %. Vid naturlig vittring med fri tillgång till syre ger vittringen ett surt och metallhaltigt lakvatten. I den ovittrade sanden är pH kring 7 med zinkhalter kring 5-10 mg/l medan i den vittrade sanden ligger pH kring 3

och mineralerna med zink, koppar och kadmium är fullständigt urlakade. Mineralerna med bly är här mindre påverkade av vittring.

Beräkningar av efterbehandlings omfattning för de bägge sandmagasinen bygger delvis på en rapport av Lundgren (1992) som handlar om frostnedträngningsdjup och rotnedträngningsdjup. Utifrån den kunde det fastställas att rötter och frost tränger ungefär lika djupt, d.v.s. ca 1.3 m, i mellersta Sverige medan frosten tränger djupare än rötter längre norrut. Därför valdes en mäktighet av 1.5 m morän som skyddsskikt och som tätskikt valdes en 0.3 m tjock lerig morän. För efterbehandlingen av sandmagasinen behövdes sålunda totalt ca 165 000 m³ lerig morän och ca 820 000 m³ grövre morän. För att skydda tätskiktet mot erosion vid vårflooder har dräneringsdiken byggts utmed sandmagasinet. Dessutom har det i det Västra magasinet byggts ett centralt dike i nerströmsdelen. Efterbehandlingen av sandmagasinen slutfördes under hösten 1995.

Bedömning av efterbehandlings effekt på berörda recipienter

För att bedöma effekten av tätskiktets funktion utförs en funktionskontroll som inkluderar:

- mätning av läckage av nederbördsvatten i tätskiktet;
- mätning av syrgashalten ovan och under tätskiktet;
- mätning av temperatur i sandmagasinen;
- mätning av grundvattennivån i sandmagasinen.

En av anledningarna till att man mäter grundvattennivån är att grundvattenytan påverkar vattenmättnaden i tätskiktet. Om grundvattenytan ligger djupt bildas det ett kapillärt undertryck vid tätskiktet. Detta kan leda till en uttorkning med torrsprickor som resultat och med ett försämrat diffusionsmotstånd och en högre permeabilitet som följd.

På grund av de hydrogeologiska skillnaderna mellan de Västra magasinet där grundvattenytan ligger högt och det Östra magasinet som ligger på isälvsavlagringar med en låg grundvattenyta, kan man dra slutsatser om att efterbehandlings funktion för dessa två magasin kommer att vara olika.

För att mäta syrgashalten som är relaterad till diffusionsmotståndet av tätskiktet har syrgassonder installerats ovan och under tätskiktet. För att kvantitativt bestämma diffusionsmotståndet eller diffusiviteten har syrgasdiffusionsceller installerats under tätskiktet. Syrgasmätningarna visar väldigt stora variationer av syrekoncentrationer över tiden. Enligt Lundgren (2000a) beror de höga syrgashalterna till största delen på otätheter i installationen av syrgasmätarna. En annan förklaring som inte nämns skulle kunna vara varia-

tioner i lufttrycket vid tillfällena för mätningarna. Utifrån syrgasmätningar kan man i alla fall konkludera att skyddsskikt och tätskikt är relativt dåliga syrebarriärer under torrperioder och kan skilja med upp till 100 gånger i diffusivitet mellan torr och våtperioder. Under våtperioder verkar diffusionsmotståndet fungera bra med låga syrgashalter som följd. Om man undersöker syrgashalterna under tiden juli 1997- november 1999 ser man generellt högre koncentrationer under sommarmånaden jämfört med vintermånaderna. Detta torde inte allena bero på läckage i syrgassonderna utan också på en sämre funktion i tätskiktet p.g.a. uttorkning under sommarmånaderna. Enligt Bolidens mätningar med sina egna instrument fungerar tätskiktet bra, vilket strider mot de mätningar som redovisas i Lundgren (2000a).

Metallkoncentrationer mäts i berörda ytvattenrecipienter, eftersom det är minskningar i metallflux till ytvattenrecipienterna som är det slutgiltiga beviset och effekten av en väl fungerande efterbehandling. På lång sikt kommer därför funktionskontrollen enbart bestå i mätningar av metallhalter i recipienterna. Mätningar av yt- och grundvattenkvaliteten tages varje kvartal. Resultat från åren 1992- 1996 visar att belastningen av zink till sjön Saxen har minskat från 17 ton/år till 14.5 ton/år. 1999 var belastningen till sjön Saxen ca 8.4 ton/år, vilket motsvarar en minskning av metalltransporten med 50 %. Detta är fortfarande en hög belastning till sjön Saxen. Om man tittar på zinkhalterna under tiden 1995-01-30 till 1999-09-30 ser man en ganska stor variation under årstiderna med generellt högre koncentrationer under sommarmånaderna. Belastningen i diket till Olsjön från Västra magasinet var 1998 25 kg zink /år medan den 1999 var på 50 kg zink/år.

Stekenjokk

Stekenjokkgruvan ligger i Vilhemina kommun i Västerbotten där man utvann zink och koppar mellan 1976-1988 i regi av Boliden AB. Totalt har 4.4 Mton pyritrik anrikningssand deponerats som en restprodukt från anrikningen av malmen. Efterbehandlingen av anrikningssanden skedde mellan 1990-1991 och bestod i en överdämning av avfallssanden med ett vattendjup av minst 2.2 m, för att förhindra vittring och utlakning av tungmetaller. För att förhindra att syre piskas ner till avfallssanden och att sanden kommer i suspension har ett system av vågbrytare installerats i dammen.

Bedömning av efterbehandlings effekt på berörda recipienter

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen utarbetades ett kontrollprogram som innefattar följande moment:

- grundvattenprovtagning i dammkroppen;

- dränagevattenprovtagning vid nerströmsdammen;
- vattennivå i dammen;
- vattenbalansberäkningar;
- vattenprovtagning av recipientvatten;
- vattenprovtagning av dagbrottvatten.

Enligt Bolidens miljörapporter har den uttransporterade mängden av zink reducerats till 75 kg Zn/år 1998 och 1999, och med en tiondel av driftutsläppet, d.v.s. en 90 % reduktion, redan fyra år efter färdigställandet av dammen vilket måste anses vara ett gott resultat. Zinkutsläppen har mellan 1995 och 1999 varierat mellan 50-130 kg, vilket visar på relativt stora variationer. Dessa variationer kan till viss del bero på skillnader i nederbördsmängden. Vid jämförelse av transporten av zink, koppar, bly och järn så ser man generellt en minskning från 1997-1999. Vid mätningar i recipienter uppmäts generellt låga halter i Stekenjokken och Saxån som är två nedströms belägna recipienter. Vattenkvaliteten har varit relativt konstant de senaste 4 åren. Från dagbrottvattnet har utsläppen av koppar, zink och järn en ökande tendens, men med relativt låga nivåer. Om man ser på dränagevattnets metalltransport nedströms dammen, ser man här en minskande tendens för koppar, zink, bly och järn. Vid en jämförelse av grundvattenkoncentrationer från 1997 till 1999 ser man en minskande tendens för bly och järn och en svagt ökande tendens för koppar och zink. Tendensen för zink och koppar är dock lite olika i olika provtagningsrör.

Efterbehandlingsmetoden som valts vid Stekenjokksgruvan kan utifrån rödingens tillbakakomst till nedströms vattendrag och utifrån kontrollprogrammet mätta metallkoncentrationerna bedömas vara lyckad. Hållbarheten av efterbehandlingsmetoden ligger mer på den geotekniska konstruktionen av avfallsdammen som med jämna mellanrum troligen bör ses över. Som nämnts innan behövs troligen en revision av dammkonstruktionen med jämna mellanrum utföras. Bl.a. reviderades dammkroppen av Swedepower 1998, och har därefter förstärkts för att öka dammsäkerheten. Trots behovet av efterkontroll av dammens säkerhet torde efterbehandlingen vara relativt kostnadseffektiv med tanke på den lokala bristen på lämplig morän. En annan intressant aspekt av kontrollprogrammet är att det visar att det tar några år innan effekten av efterbehandlingen stabiliserar sig men att masstransporten av metaller sjunker ganska fort de första åren. Denna erfarenhet skiljer sig till viss del från andra efterbehandlingserfarenheter. En viktig parameter som kan förklara vissa skillnader i resultaten är i vilken utsträckning avfallet har varit utsatt för vittring innan det efterbehandlas.

Stora Kopparberg

Stora Kopparbergs gruva ligger inom området för Falu gruva i Falu kommun, Dalarnas län. Vid gruvan har det funnits tillstånd att årligen bryta ca 200 000 ton sulfidmalm och därur utvinna koppar, bly, zink och svavelkisslig. Efterbehandlingen vid denna gruva gäller främst sandmagasinet som går under namnet Galgbergsmagasinet. Galgbergsmagasinet som består av två magasin är 188 000 m² stort och innehåller ca 1.5 miljoner ton anrikningssand.

Efterbehandlingen av magasinet består av två tätskikt och ett skyddsskikt. Tätskikten består av vardera 0.5 m bioslam och aska, medan skyddsskiktet består av 0.5 m barkavfall eller morän där växtlighet etableras.

Bedömning av efterbehandlingsens effekt på berörda recipienter

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen utarbetades ett kontrollprogram som innefattar följande moment:

- mätning av syrgashalten under tätskiktet;
- vattenprovtagning i provpunkter uppströms och nedströms Galgbergsmagasinet för att kunna beräkna vad som är tillskott från sandmagasinet.

Mätningar av syrgaskoncentrationer under tätskiktet visar på koncentrationer i storleksordningen 0.5 %. Detta anses vara ett tecken på god funktion hos tätskiktet. Vattenprovtagningen indikerar dock på att ca 53 ton järn, 4.8 ton zink, 0.6 ton koppar, 4.2 ton kadmium och 712 kg totalkväve transporteras från sandmagasinet år 1998. Mätningarna från 1999 indikerar en kraftig reduktion i metalltransporterna det sista året med minskningar av 30 % för Fe, 51% för Zn, 57 % för Cu, och 50 % för Cd. Även om detta visar på kraftiga metalltransportreduktioner de senaste åren så sker det fortfarande ganska stora metallutsläpp från gruvan.

Slutsatser

I detta kapitel har med relativt stor detaljeringsgrad gått igenom de efterbehandlingsprojekt som har utförts vid de största efterbehandlingsprojekten på gruvområdet i Sverige. Dessa efterbehandlingsprojekt består till största del av olika tätskiktslösningar med undantag av Stekenjokkgruvan som har efterbehandlats med en dämningssåtgärd. Generellt kan man dra slutsatsen att tätskiktslösningarna ger ett bra diffusionsmotstånd utifrån de syrgasmätningar som har utförts. Vissa mätningar i Saxberget visar emellertid på stora variationer i funktionen över året, med en relativt kraftig försämring

under sommarmånaderna då tätskiktet troligtvis är torrare. Det råder emellertid oenighet om dessa variationer beror på utrustningen eller fysiska egenskapsvariationer i tätskiktet med tiden, Erfarenheten från Saxberget kan visa på hur viktigt det är att efterbehandlingen säkerställer att tätskiktet är fuktigt hela tiden.

Den rådande tolkningen är idag att $< 1\%$ syrgas är ett tecken på ett väl fungerande tätskikt. Kanske borde istället syrgasflödet (se t.ex. Elbering and Nicholson, 1999) igenom tätskiktet mätas för att utvärdera efterbehandlingsfunktionen eller så kunde man kanske lite oftare installera lysimetrar för att indirekt mäta diffusiviteten hos tätskiktet (se t.ex. Lundgren, 2000a).

Även om tätskiktets funktion verkar tillfredställande med avseende på diffusionsmotstånd så ser man för en del gruvor inte några direkta effekter i kraftigt minskade metallutsläpp, d.v.s. med minskningar i metallutsläppmängden med över 50 %. Detta kan bero på att stora mängder vittrat material finns i avfallet, som kan lakas ur även om inte avfallet vittrar längre. På basis av dessa resultat borde man nog kräva någon form av aktiv rening av lakvattnet innan den avsedda effekten av den passiva efterbehandlingsåtgärden visar sig ge efterlängtade resultat. Detta skulle skapa incitament för att nya efterbehandlingsåtgärder på ett godtagbart sätt skyddas från erosion, frost och rotnedträngning och andra nedbrytande processer, eftersom aktiva reningsåtgärder i allmänhet är dyra åtgärder, särskilt om de måste pågå länge.

I Sverige har vi än så länge endast begränsad erfarenhet av dämning av ett avfallssandmagasin. Resultaten från denna efterbehandlingsanläggning visar på goda resultat ifråga om reduktion av metallbelastningen på de nedströms liggande recipienterna. Det är dock nödvändigt med tillsyn och egenkontroll för att undersöka att inte erosion påverkar stabiliteten av dammkroppen. Denna kontroll måste pågå under överskådlig tid vilket kan tala för att sådana lösningar bara bör väljas om täckning inte är genomförbar på grund av brist på lämpligt material.

En annan viktig parameter är vattenytans läge i dammen som inte får bli för låg så att avfallet kommer kontakt med atmosfärens syre. Eventuella bräddningars effekt på metalltransporten bör också kontrolleras t.ex. med bioindikatorer (se sid. 18) eller andra typer av kontinuerliga mätanordningar. Dessutom bör det finnas en beredskapsplan för åtgärder vid eventuella bräddningar och vattennivåsänkningar där exempelvis installation av reaktiva filter kan vara en möjlig åtgärd. Utvecklingen av reaktiva filter för denna tillämpning skulle kunna vara ett intressant utvecklingsprojekt.

Ett sätt att kontrollera vattennivån skulle kunna vara någon form av logger som är kopplad antingen till länsstyrelsen och/eller huvudmannen för efterbehandlingen.

Upptäckta problem vid efterbehandlingar

I detta kapitel kommer en sammanfattning av funna praktiska problem relaterade till efterbehandlingsåtgärder som uppenbarats genom okulär besiktning vid fältbesök att beskrivas.

Fältbesök

Inom ramen för denna studie har det utförts ett par studiebesök vid efterbehandlade gruvområden. Lokalitetserna har valts ut för att studera olika typer av efterbehandlingar såsom:

- enbart vegetering i Viscariagruvan;
- kvalificerad täckning i Bersbo;
- kvalificerad täckning i Kristineberg;
- enklare täckningsåtgärder som i Rävliiden;
- dämning i Stekenjokkgruvan.

Syftet med dessa fältbesök är att se hur efterbehandlingsåtgärderna har utförts med hänsyn till de platsspecifika förhållandena. Mer specifika syften är:

- att undersöka om problem med erosion föreligger;
- att undersöka hur vattnet ser ut i dagbrottssjöar, om det eventuellt finns tecken på utlakning av vittrat material;
- att se på täckningen vad gäller mäktighet, hur det ser ut vid slänter, hur det är vegeterat, finns det tecken på sprickor?
- att undersöka om lokalisering av mätpunkter för kontrollprogram är bra valda;
- att se om det finns tecken på spontan invandring av naturliga växter i det anlagda vegetationsskiktet;
- att undersöka om träd har etablerats på täckskiktet, och i såfall vilka arter;
- att se hur dräneringen sköts, och hur efterbehandlingen ser ut att klara en kraftig vårflod;
- att undersöka hur vattenavledning, avskärmande dikning och dränering kring efterbehandlingen hanteras, t.ex. om det finns särskilt erosions-skydd kring speciellt utsatta delar

Och för dämmningskonstruktioner:

- att undersöka hur dammvallarna vid dämmningsåtgärder ser ut och om det finns tecken på erosion av dessa;
- att undersöka om det finns erosions-skador som kan vara orsakade av bräddning, finns det tecken på bräddning;
- att undersöka om det finns något loggsystem för att mäta att vattenytan inte befinner sig för nära avfallet;
- att undersöka tecken på stora variationer i vattenytan, och okulärt undersöka hur vattnet som kommer ut från gruvan eller dagbrottet ser ut; att se om ytor inom efterbehandlingsområdet som är vattensjuka;
- att se hur dräneringen kring efterbehandlingen sköts, och att se hur efterbehandlingen ser ut att klara en kraftig vårflod;
- att undersöka hur vattenavledning, avskärmande dikning och dränering kring efterbehandlingen hanteras. Finns det särskilt erosions-skydd kring speciellt utsatta delar av efterbehandlingen;

Härunder ges en kort sammanfattning av de erfarenheter och det som upptäcktes vid dessa fältbesök.

Viscariagruvan, tecken på erosionsproblem vid vårflod

Viscariagruvan som är en koppargruva var i drift 1982-1997. Fram till 1986 drevs gruvan av LKAB, då Outokompo OY köpte gruvan och övertog driften. En efterbehandlingsplan för gruvan utarbetades redan 1992 i samråd med Länsstyrelsen i Norrbotten, Naturvårdsverket och Kiruna kommun. Detta gjorde att det fanns tid för att ändra och utveckla planen fram till att driften lades ner. Avfallet från driften bestod både i gråbergssupplag och i ett sandmagasin med en area på 80- 90 ha. P.g.a. den låga svavelhalten och den höga kalcithalten i gråberget och avfallssanden ansågs det inte vara nödvändigt att utföra en kvalificerad täckning av avfallet. Istället ansågs det räcka med en slamtäckning och vegetering av sandmagasinen och en 3 dm tjock moräntäckning av gråberget, samt att alla industribyggnader och skrot togs bort från området. Ett övergripande mål är att landskapet kring gruvan skall anpassas till omgivande landskap och att fjällbjörk skall invandra spontant och vegetera området.

För att följa upp efterbehandlingsarbetet upprättades en funktionskontroll som idag sträcker sig fram till 2002. I detta program ingår bl.a. provtagning av vattnet från klarningsmagasinet nedströms sandmagasinet. Efter år 2002 kommer beslut att tas om hur ett framtida kontrollprogram skall se ut med avseende på frekvens och parametrar.

Vid vårfloden 1998 som var mycket koncentrerad uppstod det stora problem med erosion av täckningen vid sandmagasinet. Stora kanaler eroderades fram. För att åtgärda problemet med kanalbildningen har kanalerna nu täckts med geotextil och morän för att fungera som en dräneringskanal vid nya vårfloder. Det har även funnits problem med omfattande massförflyttningar av avfallssanden som började att flyta ned mot klarningsmagasinet. För att förhindra massförflyttningen av avfallssanden har en extra vall byggts vid klarningsdammen.

De uppkomna problemen vid sandmagasinen, som är resultat av en koncentrerad vårflod skulle kunna ha varit mycket allvarliga tillbud om inte avfallsanden hade varit så gynnsamt sammansatt med så hög andel av buffrande mineral. Dessa erfarenheter av erosion- och stabilitetsproblem på enbart vegeterade täckskiktlösningar bör det tagas hänsyn till vid utformningen av andra efterbehandlingar i Sverige. Under sommaren 2000, besöktes gruvan. Då upptäcktes att rasbranterna vid gråbergssupplaget inte var täckta med morän utan att det vid dessa var fri tillgång till atmosfären. Utifrån detta faktum så kan slutsatsen dras att efterbehandlingen av gråberget endast har effekt som vegeteringsyta, och troligen inte har så stor reducerande effekt för eventuell vittring och transport av koppar.

Bersbogruvan

Vid fältbesöket i Bersbo med de två gruvvarpsdeponierna Storgruvedeponin och Steffenburgsupplaget besöktes även en del av de mätpunkter som har använts för att undersöka täckskiktets fysikaliska och kemiska funktion. Kontrollpunkterna för den kemiska funktionskontrollen har förlagts till de platser dit gruvvattnet eller lakvattnet rör sig med hjälp av grundvattenrörelserna. För Storgruveupplaget fanns det en direktkontakt ut till ett dike och atmosfären genom ett vattenstoll där följdriktigt också prover uttogs. För Steffenburgsupplaget uttogs prover i en sänka utmed östra delen. För att uppmäta metalltransporten från Storgruveupplaget uttogs också prover nerströms Gruvsjön som är den närmast liggande recipienten till Storgruveupplaget. Vid Steffenburgsupplaget uttogs också prover längre nedströms det dike dit lakvattnet transporterades. Dessa provtagningspunkter verkar rimliga utifrån topografin och utifrån det faktum att grundvattenflödet under Storgruvedeponin riktas mot vattenstollet.

Gruvvarp låg från början utlagt över en mycket större areal men koncentrerades vid efterbehandlingen till de två gruvdeponierna. De sanerade områdena kalkades varvid 0.5 m morän lades på. Vid Storgruveupplaget användes Cefyll som tätskikt, medan vid Steffenburgsupplaget användes

istället bentonit. Ovanför tätskikten lades ungefärligen 2 meter morän som täcksikt. För att få en god täckning även vid slänterna murades det ned en mur runt de båda upplagen. Detta är en viktig åtgärd som användes för att förhindra en eventuell skorstenseffekt där syre diffunderar in vid slänterna. Vid fältbesiktningen kunde vi inte upptäcka några problem med erosion kring slänterna. Längre upp på de båda täcksikten kunde man dock se dm-djupa spår av små bäckar. Dessa kom enligt Lundgren (2000b) till de första åren innan vegeteringen ledde till en bindning av jorden. Vid denna erosionsprocess spolades den fina sanden ut ur moränen och sedimenterade sedan vid utkanten av täckningen. Detta visar hur viktigt det är att skyddskiktet binds direkt med ett vegetativt skikt för att förhindra erosion. Nära Storgruveschaktets öppning finns det tecken på sättningar i täcksiktet. Detta kan också ses vid Steffenburgsschaktet. Annars finns inga tecken på erosion av skyddskiktet. Emellertid visar mätningar med hjälp av syrelysimetrar att skyddskiktet bestående av morän inte fungerar som syrebarriär, utan att det är främst tätskiktet som står för syrediffusionsmotståndet.

Som ett led i vegeteringen av täcksikten sattes björk och tall ut på Storgruveupplaget medan endast tall planterades på Steffenburgsupplaget. Emellertid ville inte markägaren att gräs skulle sås på skyddssiktet. Detta ser man effekten av än idag med en ganska sparsam tillväxt av gräs och annan undervegetation runt trädplantorna. Man ser även att tillväxten av trädplantor varierar ganska kraftigt lokalt, men generellt är vegeteringen av de två täcksikten god. En del av variationerna i vegeteringen beror på att olika mängder eller brist på gödning i form av vägdikesrens eller rötslam applicerades på täcksiktet. Bland annat applicerades för mycket rötslam på ett visst avsnitt av täcksiktet, vilket ledde till att vegeteringen där blev kraftigt försämrade de första åren. Nu såg man att trädplantorna fortfarande var betydligt lägre än i omgivande områden men också att undervegetationen där var betydligt kraftigare. En orsak till att undervegetationen på många platser har varit så dålig kan bero på att moränen är tagen på ett sådant djup att tillgången på nödvändiga mikroorganismer för undervegetationen inte finns. Det finns även viss spontan invandring av växter såsom sälj och olika örter. Man ser även att vass förekommer som vegetation på täcksiktet på vissa ställen vilket tyder på att skyddssiktet är vattensjukt. Detta är en positiv indikation på att täcksiktet har en vattenåterhållande förmåga.

Vid efterbehandlingen fylldes gruvschakten med vittrad och ovittrad gruvvarp och därefter med morän och insipprande grundvatten. Deponeringen av vittrad gruvvarp resulterade i utlakning av metaller och uttransport av metaller till närliggande recipienter. En del av gruvschakten täcktes

inte med morän utan står än idag kontakt med atmosfären. Vid en okulär besiktning av dessa gruvschakt ser man ett grönt lakvatten troligen färgat av tvåvärda kopparjoner.

Även om efterbehandlingen med hänsyn till de flesta aspekter har varit väl genomförd så har en del problem upptäckts. Nära vattenstollet på den västra sidan av Storgruveupplaget har vattentrycket varit så stort att lakvatten har trängt igenom täcksiktet, vilket avspeglar sig genom järnavlagringar i slänten och genom att ett renvattendike innehåller utfällt järn. Generellt upptäcker man utfällningar av järnhydroxid i de flesta bäckar runt upplaget. Vid brytningen i Adelswärdiska schaktet transporterades processvatten igenom rör ned till ett dike nära gruvsjön, där mycket metallhaltigt vatten har sedimenterat. Det är denna källa till förorening som troligen ger de största utsläppen av metaller i Gruvsjön. Det går även ett täckt dike från Storgruveupplaget under ett gjuteri vilket är en källa som inte är kontrollerad genom funktionskontrollen. Norr och väster om Steffenburgsupplaget ligger en del gruvvarp kvar som i nuläget vittrar och troligen också utlakas. Då det lilla sandmagasin som hörde till brytningen vid Adelswärdiska schaktet, sanerades, blev en del avfallssand kvar i ett delta ner mot sjön och i sjön. Denna sand kunde inte fraktas bort p.g.a. för dålig bärighet. Denna avfallssand utgör också en källa till förorening av Gruvsjön.

Kristinebergsgruvan

I Kristineberg som till största delen är en underjordisk zink och koppargruva har en av de mest avancerade efterbehandlingarna i Sverige skett. Som ett resultat av detta bedrivs även ett forskningsprojektet "Mitigation of the environmental impact from mining waste" som bl.a. undersöker effektiviteten av dessa och nya efterbehandlingsmetoder. Vid Kristineberg har tre olika efterbehandlingsåtgärder för slutvarig deponering av avfallssand använts, nämligen:

- enkel täckning med ett 1 m tjockt moränsikt (del av sandmagasin 1 och del av sandmagasin 2 och 3);
- kvalificerad täckning med 0.3 m lerig morän och med ett skyddsskikt bestående av 1.2 m morän. (del av sandmagasin 1);
- dämning av sandmagasinet med vatten med ett vattendjup omkring ca en meter. (del av sandmagasin 2, 3 och hela sandmagasin 4).

Den enklare täckningsåtgärden motiveras enligt Boliden med att en del av området ligger i en dalgång, varvid täckningen medför att grundvattenytan stiger upp ovanför avfallssanden och hindrar syre från att tränga ner. På

områden där grundvattenytan är lägre har en kvalificerad täckning utförts. För att säkerställa vattennivån i en av de två dammarna planeras det att en bäck leds in i dammen.

Vid fältbesök av sandmagasin 1 var det uppenbart att grundvattenytan låg nästa vid markytan, såsom det var avsett. Som en följd av detta var delar av sandmagasinet nästan helt utan vegetation. Kanske borde de vattensjuka delarna av täcksiktet aktivt vegeteras med sjö eller våtmarksväxter för att säkerställa att täcksiktet inte eroderas i framtiden. Slänten på Norra sidan av sandmagasin 1 uppvisade tecken på utströmning av lakvatten, med utfällning av järn och med döda träd som följd. Dessa träd och växter har antingen dränkts eller blivit skadade av eventuell metallbelastning. Kanske borde en kontrollpunkt införas för att uppskatta metallbelastningen till denna del av området. I sandmagasin 3 som ännu inte har blivit helt efterbehandlat ligger vid denna tidpunkt avfallsanden med fri tillgång till syre då man p.g.a. bärighetsmässiga skäl vid efterbehandlingen har varit tvungen att sänka grundvattenytan. Avfallssanden har därför i nuläget optimala betingelser för sulfidvittring, vilket också syns genom färgen på sandmagasinet.

Som material för dammkonstruktionerna används gråberg från gråbergsupplaget. Då dammkonstruktionerna är blottade för vatten och syre finns det en god potential för vittring av detta gråberg, vilket också syns i dagsläget speciellt på dammkonstruktionen vid Sandmagasin 2. Då det mesta av metalltransporten från sandmagasin 1,2 och 3 går igenom damm 4 som i nuläget kalkas vid inloppet leder eventuell vittring och utlakning från dessa magasin troligen inte till någon signifikant belastning av recipienten. Frågan är bara vad som händer på sikt då kalkningen kommer att avbrytas.

För att höja grundvattenytan vid magasin 1,2 och 3 har samtliga täckdiken lagts igen. Detta begränsar naturligtvis möjligheten till dränering av de vattenmassor som kan uppkomma vid en vårflood.

Kimhedengruvan

Denna gruva har efterbehandlats genom att det delvis vittrade gråberget har deponerats i de två dagbrotten som sedan har vattenfyllets och därefter täckts kvalificerat med 0.3 m lerig morän och 1.2 m morän. Vegetationen på dessa täcksikt var begränsad, med tallplantor som var ca 1 till 2 dm höga. Dessa tallplantors jordbindande egenskaper är troligen ganska begränsade. Vid södra slänten nerströms det södra dagbrottet fanns tecken på utströmning av lakvatten, med utfällning av järn och med döda träd som följd och som antingen har dränkts eller blivit skadade av eventuell metallbelastning. Det finns en kontrollpunkt i anslutning till diket med ett Thompson överfall

som används för att mäta flödet i diket. Det nedre dagbrottet som endast besöktes vid detta fältbesök, ligger i en sluttning på en kulle och såg ut att vara bra dränerat. Eventuellt lakvatten dräneras ner mot sandmagasinen vid Kristinebergsgruvan. Detta efterbehandlingsområde var inte utsatt för några större erosionsproblem.

Rävlidmyrgruvan

Efterbehandlingen av Rävlidmyrgruvan består av deponering av gråberg i ett dagbrott samt täckning av resterade gråbergsmassor med ca 0.5 m morän. Enligt uppgift från Boliden består gråbergssupplaget till främsta del av avrymningsmassor som inte är kontaminerade med sulfidmineral. Vid besiktningen av gråbergsdeponin sågs dock utläckage av sulfidvittrat material om än i begränsad omfattning. På norra slänten av gråbergsdeponin upptäcktes kraftiga erosionsskador i form av småras där endast det grova materialet i täckningen fanns kvar. Nedanför denna slänt sågs tecken på utströmning av lakvatten, med utfällning av järn och med döda träd som antingen har dränkts eller blivit skadade av en eventuell metallbelastning. Enligt Johansson (2000) som besökte gråbergsdeponin förra året, hade ingen märkbar försämring av erosionsskador skett det sista året. Detta kan eventuellt bero på att det mesta av det finkorniga materialet i erosionssprickorna redan har transporterats ner. Vid en okulär besiktning av dagbrottet hade vattnet den gröna färgen av kopparsulfat som också sågs vid dagbrottet vid Stekenjokkgruvan. Det fanns inte några tecken på att dagbrottet har bräddat något märkbart, vilket följer Bolidens egen utsago

Vegeteringen av slänterna kring gråbergssupplaget och de sanerade industriområdet är i de närmaste obefintlig, medan den horisontala delen av gråbergssupplaget bitvis är vegeterad med tall. Höjden på tallplantorna varierar mellan ett par decimeter till ca 2 meter.

Stekenjokkgruvan

Fältbesöket vid Stekenjokkgruvan i Vilhemina kommun föranleddes av ett samråd med Vilhemina kommun Hälsoskydd, Ordföranden för Vilhemina södra sameby, Västerbottens länsstyrelse, Naturvårdsverket och Boliden. Vid samrådet redovisades de gynnsamma resultaten vad gäller metalltransport till recipienten och utförda fiskeundersökningar av röding i sandmagasinet. Dessa undersökningar tyder på bra resultat. Vidare togs säkerhetsarbetet upp där Boliden nämnde att de har en drift, tillsyn och underhållsmanual (DTU-manual) under framtagning där det finns en beredskapsplan som kan tas i bruk vid ett eventuellt dammbrott. Dessutom finns det beskrivet vilka kon-

sekvenser ett dammbrott skulle kunna medföra från ett mänskligt perspektiv. Fortfarande saknas emellertid en beskrivning av de miljörelaterade konsekvenser som ett dammbrott skulle kunna medföra. Länsstyrelsen tog upp de krav de har på ett ändrat kontrollprogram där regelbundna externa besiktningar av dammkroppen ingår som ett nytt viktigt moment. Boliden tog upp till förslag om att applicera rötslam på det efterbehandlade området i syfte att öka vegeteringen. Det kommer att tillsätta en arbetsgrupp där personer från Vilhemina kommun, Boliden och Vilhemina södra sameby kommer att ingå. Samrådsmötesfrekvensen togs även upp, och det beslutades preliminärt att samråd skall hålla vartannat år och när behov finns.

Precis som i Kristineberggruvan består dammkonstruktionen främst av gråberg som brutits i dagbrottet och som innehåller sulfidmineral som har en vittringspotential. Vid besöket var vattennivån i dammen så låg att en del av vågbrytarna låg i vattenlinjen. Dessa vågbrytare verkar bestå av material som är vittringsbenäget, och dessa var således rödaktiga. Vid den östra dammen såg även en del material ut att ha transporterats upp på stranden, troligtvis av vågor. Man såg även tecken på att en del läckage genom dammkonstruktionen pågår. Detta tar sig uttryck i att läckagevatten från dammen innehåller en del utlakade metaller och att de naturliga eller konstruerade dikena nerströms dammen är färgade gulröda, sannolikt p.g.a. av utfällning av järnhydroxider. Generellt sätt finns inget väldefinierat dräneringsdike nerström dammen, vilket anses vara en brist i konstruktionen. Vidare är vegeteringen av området nästan obefintlig när det gäller dammkonstruktionen, i själva dammen och det rensade industriområdet. Ett förslag från Boliden är att rötslam borde läggas ut på området för att öka vegetationen. Industriområdet innehåller fortfarande kablar och järnskrot, och dagbrottet innehåller bl.a. en flytande kabel. Dessa områden borde nog saneras med en lite större frenesi, för att kunna omtalas som områden som är anpassade till en naturlig miljö. En möjligen lite allvarligare företeelse var att det vid ett ca 2 m avgränsat avsnitt av dammtån relativt nära norra utskovet sågs en liten bristning eller ras. Det såg ut som blålera hade transporterats ut ur dammen, vilket antingen tyder på att underlaget som dammen vilar på i detta avsnitt är olämpligt för denna konstruktion eller att delar av tät kärnan har transporterats ut denna väg. Detta avsnitt av dammen bör nog undersökas i detalj av en erkänd expert på området. Vid fältbesiktning undersökte vi också en bäck som Boliden vill leda in till dammen för att försäkra sig om att dammen aldrig torkar ut och för att föra in en naturlig flora och fauna till dammen. Markägaren var emellertid negativ till förslaget som innebar en risk för kontaminering av ännu ett friskt vattendrag.

Slutsatser

En slutsats från dessa fältbesök är att vegeteringen är mycket viktig dels för att förhindra erosion och för att hela de landskapssår i naturen som uppkommit vid gruvdriften. På förslag från Boliden kommer förhoppningsvis en applicering av rötslam som närings- och mikrobiologisk källa på de efterbehandlade områdena att förbättra vegeteringen. Dessa fältbesök visar dessutom hur viktigt det är med tillsyn, som ett medel och väckarklocka för företagen att utföra en mer aktiv egenkontroll av de efterbehandlade gruvområdena.

Internationella erfarenheter

I detta kapitel sammanfattas en del internationella erfarenheter inom området efterbehandling av gruvområden. Material kommer främst ifrån ICARD konferensen i Denver, Colorado, 2000. Fokus i denna litteraturstudie är att undersöka erfarenheter relaterade till hållbarheten av olika tekniska lösningar samt att visa på nya teknologier som utvecklas inom efterbehandlingsområdet. Kapitlet är indelat i olika stycken som behandlar områden som gråbergsdeponier, sandmagasin, vattenfyllning av gruvhål (eng: pit-lakes) samt nya efterbehandlingstekniker. Slutligen ges en kortfattad sammanställning av de erfarenheter som Statens Forurensningstillsyn i Norge har om efterbehandling av gruvavfall.

Gråbergsdeponier

I Australien har en ganska unik studie utförts när det gäller hållbarheten av en efterbehandlingsåtgärd (Timms and Bennett, 2000). Den beskriver i ett 15 års perspektiv funktionen av efterbehandlingsåtgärder vid en gråbergsdeponi i Rum Jungle, Australien. Även om varje plats har sina egna särdrag som påverkar effektiviteten av en efterbehandlingsåtgärd kan man från denna studie dra slutsatser som kan relateras till andra platser och eventuellt användas vid planering av nya efterbehandlingar. Den gamla uran och koppargruvan som var i drift under 1950-60 talen ligger i ett tropiskt klimat med en nederbörd på ca 1400 mm per år och med en medeltemperatur på 28 C. Avfallet bestående av gråberg finns placerat i tre olika deponier i området. Dessa efterbehandlades mellan 1982-1986 med tätskikt av packad lera med en minimumtjocklek av 225 mm, ett intermediärt lager av sandig lera med en minimumtjocklek av 250 mm, samt ett skyddsskikt av grusig sand med okänd mäktighet.

För att bedöma funktionen av efterbehandlingsåtgärden mäts syrgaskoncentrationen, temperaturen och vatteninfiltrationen genom gråbergsdeponin. De två första parametrarna ger mått på vittringen med den sista parameter ger ett mått på lakvattenmängden som bildas. Eftersom sulfidoxidationen genererar värme, kan ett mått på hur mycket energi som bildas vid sulfidoxidation användas för att bestämma funktionen av tätskiktet. Det bildas $1.29 \cdot 10^7$ J vid oxidation av 1 kg syre, vilket kan relateras till en temperaturstegring i gråbergsdeponin.

Mätningen av syrgaskoncentration, temperaturen och infiltrationsmängd har pågått under en period av 15 år och indikerar en försämring av efterbehandlingens funktion först de få sista åren, både när det gäller mängd produ-

cerat lakvatten och när det gäller oxidationshastighet. Oxidationshastigheten har ökat med ungefär 10 % medan reduktionen av lakvattenproduktion har minskat med 20-30 %. Denna studie visar därför hur viktigt det är att man har ett kontrollprogram som sträcker sig över lång tid, för att bestämma hållbarheten av efterbehandlingsåtgärden.

Som nämnts tidigare kan orsakerna till försämringen bero på lokala variabler såsom otillräcklig tjocklek på täcksiktet, den extrema nederbörds-mängden, de ovanligt gynnsamma temperaturen för mikrobiologisk aktivitet, samt närvaron av torrperioder. En orsak till den försämrade funktionen av täcksiktet kan också vara rotnedträngning.

Sandmagasin

Från konferensen ICARD finns det inte mycket skrivet om hållbarheten av efterbehandlingsåtgärder för avfallssand. Det finns en del skrivet om dämningåtgärder, och då främst med mätningar av syreprofiler. Många av dessa dämningåtgärder är dock så nya att det inte är möjligt att uppskatta de långsiktiga effekterna av dessa åtgärder. Av det relativt stora antalet artiklar som omnämmer dämningåtgärder, kanske man kan ana en ökad trend i användningen detta efterbehandlingsätt. Det finns en avsaknad av artiklar som berör hållbarheten av moräntäckningar och eventuella erosionsproblem relaterat till detta i proceedings från ICARD-konferensen. Istället finns det bland annat artiklar som beskriver potentialen i att använda skogsavfall som täcksikt. Fördelen med detta täcksikt är att det till viss del är reaktivt p.g.a. den syreatgång som behövs vid nedbrytningen av detta material. Det är dock osäkert hur länge denna metod kan fungera och om den verkligen kan uppfattas som en underhållsfri metod då skogsavfallet sakta men säkert bryts ned, med en lägre syrekonsumtion och tjocklek som följd. I Tassé (2000) har man funnit att vattenmättnaden har stor betydelse för hållbarheten av en sådan lösning. Andra aspekter som i framtiden behöver utredas, är hur denna täckningslösning påverkas av frost och nederbörd. En annan intressant studie (Paktunc et al., 2000) visar resultaten av lakvattenförsök i kolonner med avfallssand från en urangruva. Försöken visar att det var först efter 1.5 år som lakvattnet var surt, vilket visar på hur viktigt det är att kolonnförsök utförs under tillräckligt lång tid. Nicholson and Rinker (2000) visar i sin studie att nickel kan lakas ur avfallsand även vid ett neutralt pH. Istället kan relationen mellan mängden av nickel och svavel i avfallssanden användas för att uppskatta risken för nickelutlakning. Denna studie kan vara en indikation på att mätning av pH allena i lakvattnet, som ett mått på en efterbehandlings funktion inte är en adekvat metod.

Dagbrootts- eller gruvhålsjö

En rad artiklar från ICARD konferensen beskriver de långsiktiga kemiska förändringarna som kan ske i en dagbrottssjö. På grund av att bergmaterialet i schakten ofta har varit oxiderat innan igenfyllningen av vatten är vattenkvaliteten i sjön till en början ofta dominerad av höga metallhalter och ett relativt lågt pH. Med tiden och också kanske p.g.a. vissa kalkningsåtgärder, sorption till bergväggar samt vittring av buffrande material, sker ibland en gradvis förbättring av vattenkvaliteten.

Sjöarna innehåller ofta p.g.a. kemisk och temperaturmässiga karakteristika olika språngskikt mellan vilka det inte sker så stor utväxling. Ca två gånger om året på våren och hösten sker dock en homogenisering av dessa lager på grund av stormar vilket leder till ett utbyte av syre och andra ämnen mellan de olika lagren. Detta utbyte startar upp olika oxidationsprocesser, komplexering och upplösning/utfällningsreaktioner som påverkar pH och redoxmiljön och därmed också vattenkvaliteten genom flera komplexa interaktioner. Om inte kalkning pågår ser man, ofta pH-minskningar med tiden p.g.a. syretillsättningen av vattnet.

Vid en fältstudie i en guldgruva i Kalifornien som ursprungligen var alkalisk kan man följa utvecklingen i vattenkvaliteten över ett par år (Rytuba et al., 2000). Gruvan befinner sig i ett område med karbonatrikt källvatten med temperaturer kring 29°C. Denna studie visar att även om vattnet i sjön var surt till en början p.g.a. av vittrat material i schaktet, så samverkar processer som adsorption, buffring, utfällningsreaktioner som med tiden skapa ett vatten med en relativt god vattenkvalité med ett neutralt pH och med låga tungmetallkoncentrationer för många metaller. Studien visar dock att det kan ta tid att innan vattenkvaliteten i dagbrottssjöarna förändras från den till början sura och metallrika miljön. Detta gynnsamma förhållande med buffrande material kanske i en annan situation skulle kunna ersättas med punktvisa kalkningsåtgärder. Studien visar också på att strängt lokala variationer i det infiltrerade vattnet till de två olika sjöarna kan skapa substantiella skillnader i vattenkvaliteten.

Innovativa efterbehandlingsåtgärder

En rad olika metoder för efterbehandling av gruvavfall presenterades vid ICARD- konferensen och kan delas in i olika huvudgrupper såsom reaktiva barriärer, täckskikt, våtmarkslösningar, aktiv kemisk rening samt reaktiva filter. I denna sammanställning kommer jag endast att ge ett axplock av intressanta efterbehandlingsåtgärder, som i vissa fall har

en bit kvar innan en implementering av metoden kan bli aktuell.

I en artikel av Benner et al. (2000) presenteras en fältstudie där en reaktiv barriär har använts för att rena lakvatten från en nickelgruva i Kanada. Den reaktiva barriären består av järnspons som pressas ner till fast berg, och på sått begränsar utflödet av lakvattenplymen. En del av sponsen består av en permeabel box eller rektangel som fylls med genomsläppligt grus eller sand samt organiskt material i de ungefärliga proportionerna 85 % -15 % (se t.ex. McGregor et al., 2000). Det organsiska materialet tillsätts som elektrondonar för att aktivera sulfatreducerande bakterier i lakvattnet. Metoden går ut på att få sulfatreducerande bakterier aktiverade så att sulfid bildas. Ibland tillsätts i uppstartningsskedet alkaliska mineral såsom dolomit eller olivin till den permeabla boxen för att få ett gynnsamt pH för mikroorganismerna och på sått underlätta sulfatreduktionen. Den bildade sulfiden bildar ihop med många metaller svårslösliga salter vilket leder till att miljöfarliga metaller binds upp. En förutsättning för att denna lösning skal bli hållbar är att dessa saltutfällningar inte sätter igen den permeabla sanden. En annan begränsning med metoden är att den kräver en syrefri miljö för salterna som annars igen kan oxidera. Denna begränsning är i de flesta fall inte så viktig eftersom en syrefrimiljö är ganska vanlig under grundvattenytan (McGregor et al., 2000). Andra begränsningar är tillgången på organiskt material som elektrondonar, temperaturen som påverkar den bakteriella aktiviteten och flödes hastigheten genom barriären. Från resultaten i Benner et al. (2000) och i McGregor et al. (2000) ser man goda effekter med kraftigt reducerade metallutsläpp som följd.

Metoden med användning av en reaktiv barriär implementeras som en åtgärds metod inom MIMI- programmet vid Kristinebergs gruvområde. Denna permeabla barriär består av tre seriekopplade boxar, där den första innehåller olivin, den andra dolomit, medan den tredje innehåller organiskt material. De preliminära resultaten presenterade i (MIMI, 2000) indikerar ett högre pH i lakvattnet, men att minskningen av sulfatkoncentrationen i lakvattnet inte är påtaglig.

En annan metod för rening av lakvattnet är nämnd i Gusek et al. (2000) och går under samlingsbeteckningen passiv bioreaktor. Denna metod består i flera seriekopplade behållare som lakvattnet gravimetriskt rör sig igenom utan hjälp av pumpar. Den första reaktorn består av ett klarningsmagasin. Nästa reaktor av två parallellkopplade anaeroba bioreaktorer där sulfat reducerande bakterier bildar sulfid och på sått binder miljöfarliga tungmetaller. Nästa behållare består av ett aerobt bergfilter där upplöst organiskt material och sulfid filtreras bort. Slutligen syresätts lakvattnet innan

det når recipienten. Resultat från ett fullskaleförsök vid en bly- och zinkgruva i USA, visar på en god reduktion av bly, zink, kadmium och koppar. Detta system som egentligen skall vara underhållsfritt har visats sig ha problem med igensättning i den anaeroba reaktorn. Det har därför varit nödvändigt med en återspolning av den anaeroba cellen emellanåt.

Som ett alternativ till en vattendämning av sandmagasin nämns i Eger et al. (2000) försök med etablering av våtmarker uppe på sandmagasin. Försöken är utförda i cylindrar med en radie av 58.5 cm och med ett djup av 117 cm och med avfallssand från ett sandmagasin från en zinkgruva i Kanada. Denna studie visar på att effekten av en våtmark eller dämning är tämligen likartad med avseende på metallreduktion i lakvattnet. Däremot är sulfatreduktionen bättre i våtmarken jämfört med vattentäckningen. En fördel med våtmarkslösningen jämfört med enbart vattentäckningen torde vara att växterna och förmultnade växtdelar förbrukar en del syre.

Norska erfarenheter

Informationen i detta avsnitt kommer uteslutande från Björnstad (2000). Norge hade som mål 1992 att reducera metalltransporten till recipienter och sjöar av koppar och zink med 60-90 % för de tio värsta gruvorna, innan år 2000. Dessa mål är år 2000 nådda med de efterbehandlingsåtgärder som utförts. De efterbehandlingsmetoder som är använda är företrädesvis igenfyllning av dagbrott, täckskiktlösningar med lera och morän, men även våtmarkslösningar där lakvattnet har blivit renat av våtmarken och dämningåtgärder har utförts. Man har ofta sett snabba resultat av genomförda efterbehandlingsåtgärder, med hastigt sjunkande metalltransporter nästan bara ett år efter det att efterbehandlingen skedde.

Statens Forurensnings Tillsyn (SFT) har haft mycket pengar och lagt ner mycket pengar på efterbehandling. Det har funnits ett stort intresse från staten att satsa på efterbehandling eftersom man har fått snabba resultat av de åtgärder som är gjorda. Problemen med gruvavfall uppmärksammades i mitten av 80-talet och de flesta efterbehandlingarna är genomförda i mitten av 90-talet. På samma grunder som i Sverige är det därför svårt att avgöra hur lösningarna fungerar på lång sikt.

Problemen med erosion har de senaste 5 åren inte varit speciellt stora. Nu i våras uppenbarades dock ett problem med erosion under vårfloden, då ett ras av en täckskiktlösning på ca 10 m² gav upphov till mångdubblade metallkoncentrationer i recipienten. Detta visar hur extremt viktigt det är att täckskiktlösningen fungerar med avseende på syrediffusionsmotstånd över hela täckskiktet, och hur sårbar lösningen är. Men samtidigt har det

ju inte varit så mycket problem annars under dessa år. Detta visar också att efterbehandlingarna även i framtiden behöver tillsyn och övervakning genom kontrollprogram. Norges syn är generellt att efterbehandlingsåtgärder behöver viss form av tillsyn. Kontrollprogrammen drivs genom SFT av miljö och näringsdepartementen, det vill säga staten har ansvaret för funktionskontrollen av efterbehandlingarna. Det beror lite på vilka nya mål som sätts upp för gruvförorening i Norge, huruvida de kontrollprogram som är i drift kommer att drivas som innan eller om frekvensen kommer att minska med åren. Om nya mål med nya reduktioner sätts upp kommer kontrollprogrammen att ligga kvar på ungefär samma nivå.

I Norge är ansvarsbilden klar kring vem som ska betala för efterbehandling av förorenad mark eller gruvavfall. Antingen skall förorenaren betala eller om denna inte finns mer betalar markägaren. Förorenaren får betala även om denna handlade lagligt för den tidens villkor. Högsta rätten i Norge agerar ofta miljövänligt, men det finns också acceptans för denna rättpraxis hos företagen.

Slutsatser

I detta kapitel dras slutsatser av den information som har samlats in i detta projekt. Bedömning av en efterbehandling av gruvavfall inkluderar en mångfasetterad analys där man måste ta hänsyn till en mängd faktorer såsom ekonomiska aspekter, hållbarheten hos den tekniska lösningen, fördröjningen av resultat, behovet av kombinerade lösningar, val av funktionskontrollprogram, risk och säkerhetsaspekter, samt den juridiska ansvarsfrågan

I Sverige finns det uppskattningsvis 1000 nedlagda sulfidmalmsgruvor där gruvavfall i form av sandmagasin eller gråberg finns deponerat. Av dessa gruvor är 10-15 stycken efterbehandlade efter dagens krav på syrediffusionsmotstånd. Dessa efterbehandlingsåtgärder är i regel mycket kostsamma och har beroende på använd metod, tillgänglighet på material, komplexitet och avfallsarealer budgetar på 15 till 500 miljoner kronor. Sammanlagt har det i Sverige fram till nu lagts ner ca 600 miljoner på efterbehandling av gruvavfall. 1994 uppskattade Naturvårdsverket det totala efterbehandlingsbehovet på grusidan till 2 miljarder kronor. Av satsade medel fram till nu har Staten bidragit med ungefär hälften medan industrin har stått för resterande del. Då relativt stora summor har lagts ner på efterbehandlingsåtgärder av gamla gruvor är det viktigt att undersöka om dessa åtgärder ger effekt i form av en minskad belastning på miljön. Detta har gjorts genom den obligatoriska egenkontrollen som Naturvårdsverket tar del av genom de årliga Miljörapporter som industrin lämnar.

Utifrån ett gruvindustriperspektiv är det viktigt att lösningen blir kostnadseffektiv för att lösningen skall bli attraktiv. För att optimera valet av efterbehandlingsmetod utifrån ekonomiska kriterier är det önskvärt att man prognosticerar kostnaden för hela lösningen som inkluderar nödvändig tillsyn, åtgärder för möjliga erosionskador, tilläggsåtgärder som aktiv rening om täckningsåtgärden inte fungerar som tänkt, övervakning av dammkonstruktionen etc. Som en följd av en sådan ekonomisk helhetssyn, kan nya lösningar vara intressanta även om dessa metoder vid en första anblick verkar vara dyrare.

Vid anläggande av nya gruvor bör och finns det tydliga krav på att framtida efterbehandlingskostnader är synliga som budgeterade medel i totalbudgeten. I denna budgeterade post för efterbehandlingen, bör det även finnas fixerade medel för tillsynen, funktionsprogram och för eventuella nödvändiga åtgärder p.g.a. erosion, kraftig nederbörd eller vårflood. Under

drifttiden och en övergångstid därefter bör detta säkras genom att ekonomiska säkerheter ställs enligt miljöbalken. För att säkra finansieringen på lång sikt finns det ännu inga färdiga lösningar. I Kanada har det upprättats särskilda fonder för efterbehandling av gruvavfall (Gustafsson, 2000). Denna typ av säkrad framtida finansiering skulle vara till god hjälp vid oförutsedda händelser som kan kräva ekonomiska medel i framtiden och är en modell som kanske även skulle kunna finnas i en svensk tappning.

Vid val av efterbehandlingslösning bör den tekniska hållbarheten av funktionen vara en ledstjärna. Som uppenbarats i denna studie finns en del problem med erosion av täckskikt. Därför är det i framtiden viktigt att man noga följer upp utvecklingen av erosion på de efterbehandlade gruvorna och att man hittar bra tekniska och/eller biologiska lösningar som förhindrar denna nedbrytning av täckskiktets funktion. Dessutom finns det ett behov av att de befintliga gruvdammarna säkerhetskontrolleras. Dessa problem indikerar att de tekniska lösningar och utföranden som används i dagsläget för efterbehandling inte kan anses vara av sådan kvalitet att de kan efterlämnas till naturen utan tillsyn. De uppfyller därmed inte ett av de grundläggande kraven på efterbehandlingsåtgärder. Vid många efterbehandlade gruvor finns emellertid adekvata utförande- och funktionskontrollprogram som används för att bedöma funktionen av de efterbehandlingsåtgärder som utförts. Generellt kan det konkluderas att det tar lång tid innan resultat formulerade som metallutsläppreduktioner kan uppmätas. Därför är det viktigt att funktionskontrollerna utarbetas för att fungera lång tid efter det att efterbehandlingen genomförts, med eventuellt en minskande frekvens med tiden beroende av de resultat som erhålls. Erfarenheten från en gruvavfallsdeponi i Australien visar att man måste kontrollera funktionen av en efterbehandling under en lång tid för att upptäcka de långsiktiga effekterna av lösningen.

Resultaten från de kvalificerade efterbehandlingsåtgärder som har utförts i Sverige visar att tätskiktet fungerar generellt väl i funktion när det gäller syrgasreduktion. När det gäller mätningar i närliggande recipienter eller i diken kring avfallsdeponierna ser man i många fall ännu inte resultat i form av signifikant reducerade metallutsläpp. Detta visar att det kan ta tid innan en täckskiktslösning ger resultat i minskade metallutsläpp i miljön. Eftersom det i regel tar en del tid innan utlakningen av metall minskar, även vid en lyckad efterbehandling med avseende på funktion kan kanske kombinerade efterbehandlingsmetoder erfordras i särskilda fall. Ett exempel på detta finns i Ranstad, där den kvalificerade täckningen kombineras med en aktiv rening av lakvattnet. Detta kan vara nödvändigt speciellt i de fall då sulfidminera-

len har varit utsatta för vittring under en viss tid innan efterbehandlingen genomförts. På grund av den generella fördröjningen av resultaten från en efterbehandling av gruvavfall är det svårt att på så här kort sikt efter det att de flesta svenska efterbehandlingarna genomfördes bedöma den långsiktiga funktionen av åtgärderna.

Ett undantag från fallet med långsam metallutsläppsreduktion exemplifieras i Stekenjokkgruvan där en dämning användes som efterbehandlingsåtgärd. Resultaten i kraftigt minskade metallutsläpp visade sig redan inom en femårsperiod. Problemen med dammsäkerhet bör emellertid speciellt utredas och för att klargöra under vilka premisser som en god stabilitet kan garanteras även på mycket lång sikt. Så länge sådan stabilitet inte kan garanteras bör dessa lösningar betraktas som ett alternativ som får tillgripas när andra lösningar inte är rimliga att genomföra. Dessutom bör det utredas med vilken frekvens som dammarna bör säkerhetskontrolleras eftersom en damm med vattenövertryck aldrig kan lämnas utan tillsyn.

Vid genomgång av de efterbehandlade gruvorna i Sverige så ser man att kvaliteten på efterbehandlingsåtgärderna skiljer sig ganska markant mellan olika gruvområden. Medan sandmagasinen ofta är kvalificerat täckta så har enkla metoder använts för efterbehandling av gråbergsupplag. Detta gäller speciellt en del gruvor i Västerbotten där deponering av vittrat gråberg har skett i dagbrott eller genom en enkel täckning med morän med en tjocklek mellan 0.5 och 1 m. Det är betänkligt att sådana åtgärder har godkänts och det är oklart vilken slags effekt dylika åtgärder har på vittring och metallutlakning.

Vid genomgången av databasen med efterbehandlade gruvor i Sverige uppvisas bristen på enhetliga mål med åtgärderna. Målen skiftar från vaga formuleringar om en förbättring jämfört med nu, metallbelastningsreduktioner till fysikaliska mått som den hydrauliska konduktiviteten i täckskikten. Från miljövardssynpunkt borde det kanske vara lämpligare att sätta upp mål som är relaterade till metalltransporten och belastningen på närliggande recipienter. Ett annat krav på målsättningen borde vara att den kan följas upp, till exempel att den kan kvantifieras utifrån funktionskontrollprogrammet. En annan viktig aspekt med ambitionsnivåer för efterbehandlingar är vilken policy som Naturvårdsverket vill ha i fråga om metalltransportreduktioner från gruvavfallsdeponier. I Norge satte SFT målet på en 60-90 % reduktion av metalltransporten för de 10 värsta gruvorna inom en 8-årsperiod (Björnstad, 2000). Kanske skulle liknande krav eller målsättningar bidra till effektiva efterbehandlingar i Sverige också. Till exempel skulle ett allmänt råd om åtgärdsutformning och åtgärds mål relaterat till efterbehand-

ling av gruvavfall behöva tas fram.

Som en del i en efterbehandlingsplan bör också en beredskapsplan upprättas, där det finns förslag på åtgärder som kan uträttas vid olyckshändelser, till exempel att det finns en beredskapsplan om en extra kraftig vårfloed skulle orsaka erosion i ett täckskikt, eller om torka skulle drabba en dämningståtgärd med sjunkande vattennivå och risk för vittring som följd. För dammen i Stekenjokk har en beredskapsplan börjat ta form, när det gäller skyddandet av människan. Det är viktigt att beredskapsplanen i framtiden är så utformad att också miljöskyddsaspekter tas upp. Statens räddningsverk arbetar med att utreda säkerheten kring gruvdammar ihop med Statens geotekniska Institut (SGI). Detta arbete bör följas upp.

Tillämpningen av lagstiftningen om efterbehandling borde ses över. Det vore olyckligt om tillsynsmyndigheternas godkännande av en efterbehandlingsplan skulle innebära att skäligheten för den ansvarige att göra åtgärder utöver behandlingsplanens omfattning minskar. Dessutom borde kanske funktionskontrollen fortsätta kontinuerligt i framtiden eftersom ett gruvavfallsupplag anses som en aktiv verksamhet som behöver tillsyn enligt miljöbalken. Formerna för detta behöver utredas.

Referenser

- Appelo, C. A. J. and Postma, D.*, Geochemistry, groundwater and pollution, A. A. Balkema, Rotterdam, Netherlands, 1993.
- Benner, S., Blowes, D., Ptacek, C.*, Long term performance of the nickel rim reactive barrier: A summary, In: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.
- Benson, C.H. and Othman, M. A.*, Hydraulic conductivity of compacted clay frozen and thawed in situ, J. of geotechnical Eng., 119, No2., 1993.
- Björnstad, B.*, Personlig kommunikation, Statens Forurensnings Tillsyn , Norge, 2000.
- Boliden*, Saxberget, Redovisning av provtagningar år 1999., 2000.
- Boliden*, Miljörapport 1998 för Enåsenområdet, 1999.
- Boliden*, Miljörapport 1999 för Enåsenområdet., 2000.
- Boliden*, Syrgasmätningar och vattenprovtagning i Enåsen, 1997.
- Boliden*, Saxberget, Redovisning av provtagningar år 1998., 1999.
- Boliden*, Miljörapport 1998 för Stekenjokk, Efterbehandlat gruv-, industri- och sandmagasinsområde, 1998.
- Boliden*, Miljörapport 1999 för Stekenjokk, Efterbehandlat gruv-, industri- och sandmagasinsområde, 1999.
- Eger, P., Melchert, G., Antonson, D. Wagner, J., Folman, J.*, Creating wetlands on acid generating tailings-maintenance free reclamation? In: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.
- Elbering, B., Nicholson, R.V.*, Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings, Water Resources Research, 1773-1784, 1999.
- Gusek, J., Mann, C., Wildeman, T., Murphy D.*, Operation results of a 1,2000 gpm passive bioreactor for metal mine drainage, West Fork, Missouri, In: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.
- Gustafsson, H.*, personlig kommunikation, Industrienheten, Miljörettsavdelningen, Naturvårdsverket, 2000.
- Handboken Bygg, G* : Geoteknik, huvudredaktör: Sigurd Avén, Liber Förlag, Stockholm, 1984.

Johansson, H. E., Personlig kommunikation, Miljövårdsenheten, Västerbotens länsstyrelse, 2000.

Lundgren, T., Dimensionering av skyddsmåktigheten på sandmagasin, - En litteraturstudie med inriktning mot förhållanden i Saxberget, Ludvika kommun, koncept, Terra Tema AB, 1992.

Lundgren, T., Saxbergsprojektet, En dokumentation av projektets genomförande, Envipro Miljöteknik AB, 2000a.

Lundgren, T., Personlig kommunikation, Envipro Miljöteknik, 2000b.

Mcgregor, R., Blowes, D., Ludwig, R., Choi, M., The use of an in-situ porous reactive wall to remediate a heavy metal plume, In: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.

MIMI, Årsrapport 1999 för MISTRA-programmet MiMi, Åtgärder mot miljöproblem från gruvavfall, 2000.

Naturvårdsverket, Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning- metaller och surt vatten på drift, Rapport SNV 4202, 1993.

Naturvårdsverket, Inventering och riskklassificering av äldre gruvavfallsupplag, SNV Rapport 4396, 1995.

Naturvårdsverket, Gruvavfall – Miljöeffekter och behov av åtgärder, Rapport SNV 4948, 1998.

Naturvårdsverket, Växtetablering på störda marker: särskilt på deponier för gruvavfall, SNV Rapport 5026, 1999.

Nicholson, R. V. and Rinker, M. J., Metal leaching from sulphide mine waste under neutral pH conditions, In: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.

Rytuba, J. J., Enderlin, D., Ashley, R., Seal, R., Hunerlach, M. P., Evolution of the McLaughlin gold mine pit lakes, California, In: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.

Sandén, P., ”Surface water quality and mass transport before and after restoration in the Bersbo mining area”, koncept, Environmental science, Department of Thematic Studies, Linköping University, 1999.

SGU, Adak kontrollprogram 1998, 1999.

SGU, Adak kontrollprogram 1999, 2000

Stora, Stora Kopparberget, Årsredovisning av mätresultat 1998., 1999

Strömberg, B. och Eriksson, N., Vittringsegenskaper hos anrikningssand: En

analys av fuktkammarförsök med anrikningssand från Aitik, Inst. f. Anläggning och miljö, KTH, Stockholm, 1996.

Strömberg, B., Weathering kinetics of sulphidic mining waste: An assessment of geochemical processes in the Aitik mining waste rock deposits, Doctoral thesis, Dept. of Chemistry, Royal Inst. of Tech., Stockholm, Sweden, 1997.

Studsvik, Ranstad Årsrapport 1996, 1997.

Studsvik, Ranstad Årsrapport 1995, 1996.

Studsvik, Ranstad Årsrapport 1997, 1998.

Studsvik, Ranstad Årsrapport 1998, 1999.

Studsvik, Ranstad Årsrapport 1999, 2000.

Tassé, N., Efficient prevention of sulphide oxidation by an organic cover: For how long can a reactive barrier be reactive? in: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.

Timms, G. P. and Bennett, J. W., The effectiveness of covers at Rum jungle after fifteen years, in: Proc. Fifth international conference on acid rock drainage, Denver, Colorado, USA, 2000.

Werner, K., Soil-cover remediation of mill tailings deposits: Effects on oxygen transport and hydrological conditions, Licentiate thesis, Dept. of Civil and Env. Eng., Royal Inst. of Tech., Stockholm, Sweden, 2000.

Uppföljning av efterbehandlingsprojekt inom gruvsektorn

Åtgärder, kostnader och resultat

Gruvavfall från sulfidmalm är ett allvarligt miljöproblem som de senaste tjugo åren uppmärksammats mer och mer. Miljöproblemen grundar sig på att avsevärda mängder tungmetaller kan förorena naturen från gamla gruvområden och slå ut ekosystem i de närliggande recipienterna. För att förhindra framtida miljöproblem relaterade till gruvdrift har metoder utvecklats för efterbehandling av det avfall som bildas vid brytning av malm.

Det finns olika metoder för efterbehandling av gruvavfall, vilka brukar indelas i aktiva och passiva metoder. Till de aktiva metoderna brukar bl.a. lakvattenrening med kemisk tillsättning och kalkning av avfallsupplag räknas, vilket kännetecknas av att energi och kemikalier behöver tillsättas kontinuerligt eller diskret för att undvika miljöskador i närliggande recipienter.

Det finns i dagsläget två huvudgrupper av passiva metoder som används i fältskala för efterbehandling av gruvavfall. Det första alternativet består av täckning av avfallet med ett eller flera jordlager. Det andra alternativet innebär dämning av vatten över avfallet i någon typ av dammkonstruktion, som antingen kan vara naturlig eller konstruerad.

En viktig aspekt vad avser efterbehandling av gruvavfall är att åtgärderna måste vara beständiga på lång sikt. Det är därför viktigt att se till att åtgärden inte försämras p.g.a. fysiska eller kemiska nedbrytningsprocesser som t.ex. erosion.

Som uppenbarats vid fältbesök finns en del problem med erosion av täckskikt vid de idag efterbehandlade områdena. Dessutom anger erfarenheterna med dammbrott att det finns behov av att de befintliga gruvdammarna säkerhetskontrolleras. Dessa problem indikerar att de tekniska lösningar och utföranden som används i dagsläget för efterbehandling inte kan anses vara av sådan kvalitet att de kan efterlämnas till naturen utan tillsyn. De uppfyller därmed inte ett av de grundläggande kraven på efterbehandlingsåtgärder.