

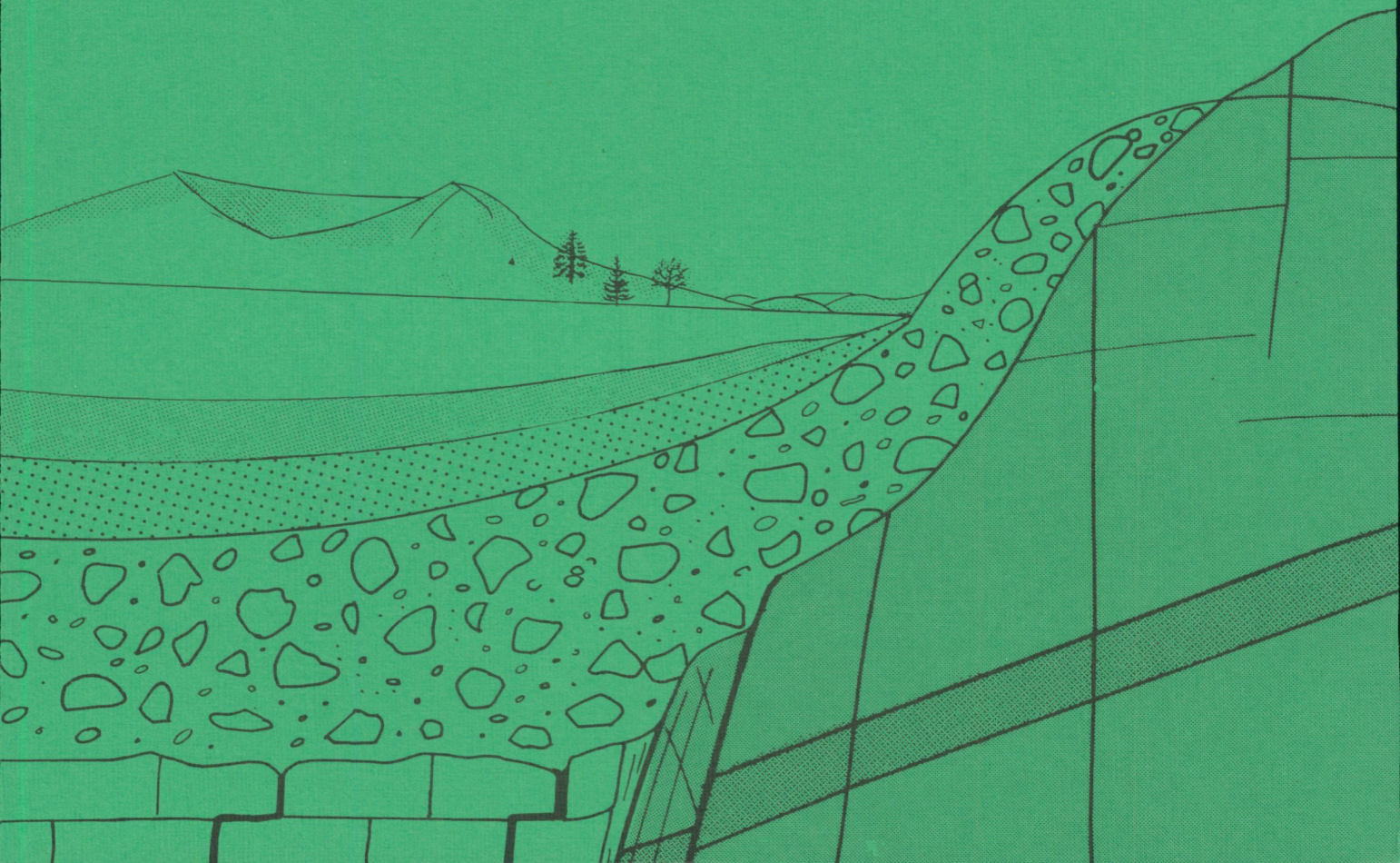


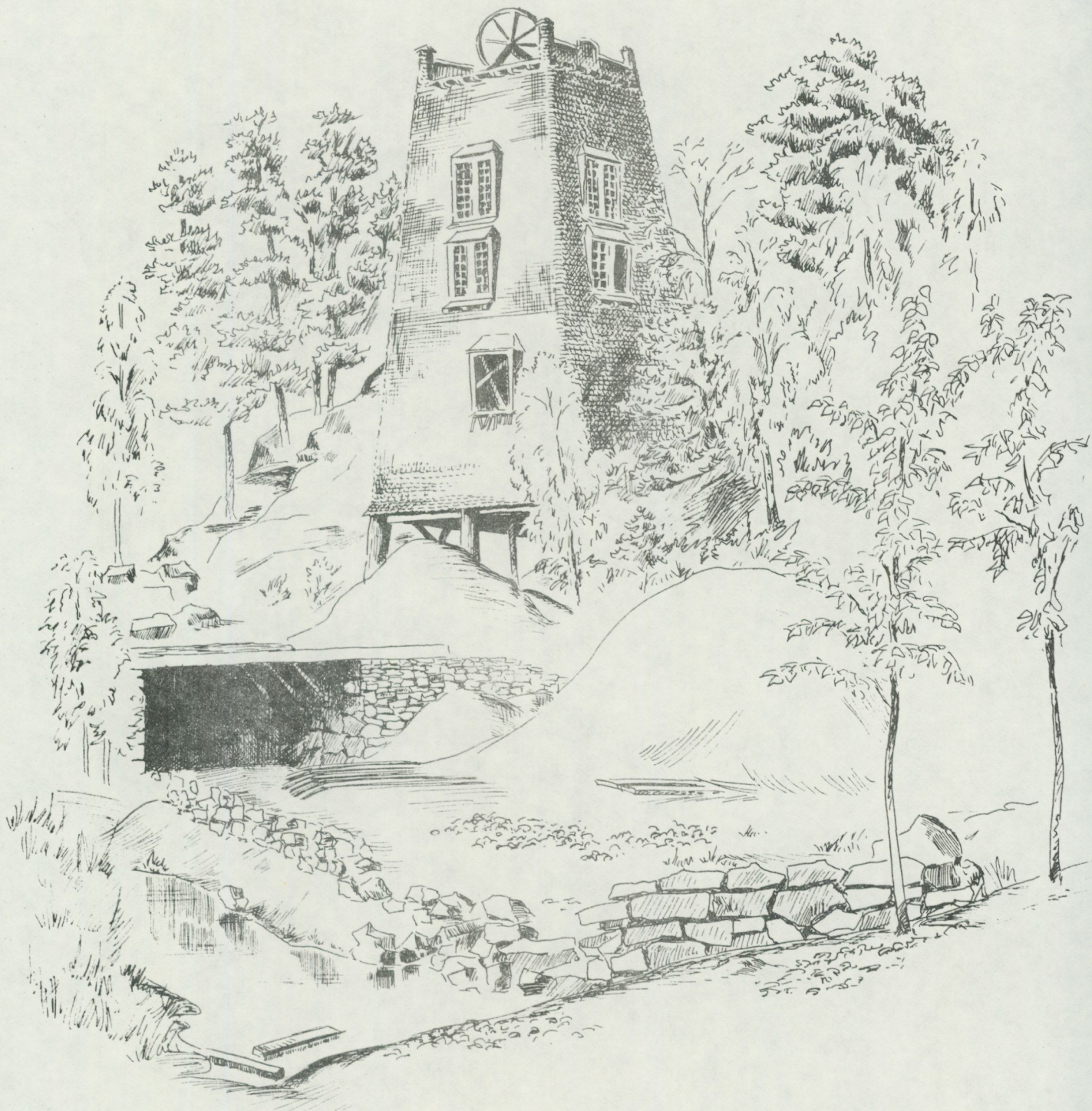
SVERIGES GEOLOGISKA UNDERSÖKNING
Rapporter och meddelanden nr 18

Lennart Karlqvist & Ulf Qvarfort

Gruvhanteringens inverkan på Bersboområdet, Åtvidabergs kommun

Uppsala 1980





Olaf Hennick

"Denna sjö ansåg han för den underbaraste, som han någonsin råkat på. Hur kunde det komma sig, att den var helt utan fisk, och att dess vatten ibland, när det var upprört av storm, blev alldeles rött? Det var så mycket besynnerligare, som en stor gruvbäck, som föll ut i sjön, hade blänkande klargult vatten."

Korpen Bataki om sjön Tisken i Falun. Ur Selma Lagerlöf:
Nils Holgerssons underbara resa genom Sverige.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	<u>Sid</u>
REFERAT	1
INLEDNING	
Målsättning	2
OMRÅDESBESKRIVNING	
Bersbo gruvfält	3
Gruvbrytningens historia	5
VARPHÖGARNAS HYDROLOGISKA LÄGE	7
NEDERBÖRDSVATTEN OCH VITTRING AV AVFALLSUPPLAG	9
METODIK	
Provtagning och analys	13
RESULTAT	
Ytvattenundersökning	13
Varphögarnas hydrologi	18
Lakvattnets utspädning i grundvattenzonen	19
Balansräkning avseende utlakning och transport av koppar (Cu), zink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd) och svavelsyra (H ₂ SO ₄) inom området	23
Bäcksedimentundersökning	26
Sjösedimentundersökning	27
ÅTGÄRDSFÖRSLAG	32
LITTERATURFÖRTECKNING	
APPENDIX 1: Lokalisering av "icke metallhaltigt" grundvatten	
APPENDIX 2: Spridning av föroreningar i grundvattnet	
APPENDIX 3: Kalksten vid rening av dräneringsvatten från Bersboområdet	

REFERAT

Resultatet av undersökningen har visat att den i Bersbo bedrivna bergshandlingen påverkat omkringliggande sjöar och vattendrag. Med ledning av resultatet av vattenanalyser från Gruvsjön har följande metallmängder beräknats ha lakats ur varpen per år: 15-50 ton zink, 2-6 ton koppar, 40-70 kg bly och 30-50 kg kadmium. Storleken av dessa metallutsläpp är näst de från Falu gruva den största som konstaterats i Sverige (Qvarfort 1979). Dessutom bildas vid den årliga vittringen ca 20 ton svavelsyra. Metallspridningen sker dels via Gruvsjön-Missmyragraven-Strålången till Risten, dels direkt till Risten via den bäck som dränerar Steffenburgs varp. Gruvsjön är kraftigt försurad (pH 4,5) samt påverkad av metallutsläppen från gruvområdet. Utsläppen avspeglas i sjöns sediment från det "år" då området började utsättas för kulturpåverkan. Således förekommer exempelvis zinkhalter på upp till 12,5 %. Resultaten har också visat att sjön Ristens ytliga sediment är påverkade av zink- och kopparutsläppen från gruvområdet.

Av en schematisk vattenbalansstudie över varphögsområdet framgår att ca 35-40 % av det förorenade vattnet tillförs Gruvsjön som grundvatten. Undersökningar och bedömningar baserade enbart på ytvattnets föroreningsgrad ger således inte en fullständig bild av varphögsområdets föroreningspotential, eftersom betydande föroreningskoncentrationer kan uppträda i och spridas av grundvattnet.

Även om en del metaller redan lakats ut kommer dock betydande mängder metaller att fortsättningsvis transporteras från området. Det är således mycket viktigt att åtgärder snabbt sätts in för att hindra metallspridningen. Om inga åtgärder vidtas kommer nämligen den pågående vittringen att orsaka en successiv "metallförgiftning" av flera sjöar.

En del förslag på åtgärder har redovisats i föreliggande rapport. Bland dessa kan ett uppsamlande av dräneringsvattnet, kalkning och rening nämnas som en tänkbar lösning. Dessutom kan delar av varphögarna täckas med morän och revegeteras.

INLEDNING

Med anledning av de anmärkningsvärt höga halterna av metaller, framförallt av zink och kadmium, i bäck-, sjö- och grundvatten inom Bersbo gruvfält har i samarbete med hälsovårdsnämnden i Åtvidabergs kommun genomförts en undersökning i syfte att kartlägga förekomst och spridning av bl.a. dessa metaller inom områdets recipienter.

De höga metallhalterna har inte kunnat sättas i samband med utsläpp av industri- eller avloppsvatten. Verksamheten vid Bersbo gruvfält förmodas emellertid ha gett upphov till vattenföroreningar, framförallt genom att metallföreningar lösgöres vid vittring av varphögar. Malmförädlingen inom området kan dessutom ha förorenat miljön genom utsläpp i vatten och luft.

Med detta som bakgrund behandlar föreliggande rapport den påverkan, som den i Bersbo bedrivna bergshanteringens haft på omkringliggande sjöar och vattendrag.

Målsättningen är att:

- a) bedöma utlakade metallmängder
- b) bedöma spridningsbilden
- c) relatera spridning och utsläpp till en tidsfaktor
- d) lämna hydrologiska och hydrogeologiska aspekter på Bersbo gruvområde
- e) föreslå åtgärder för att förbättra gruvområdets miljö.

Dessutom redovisas i appendix:

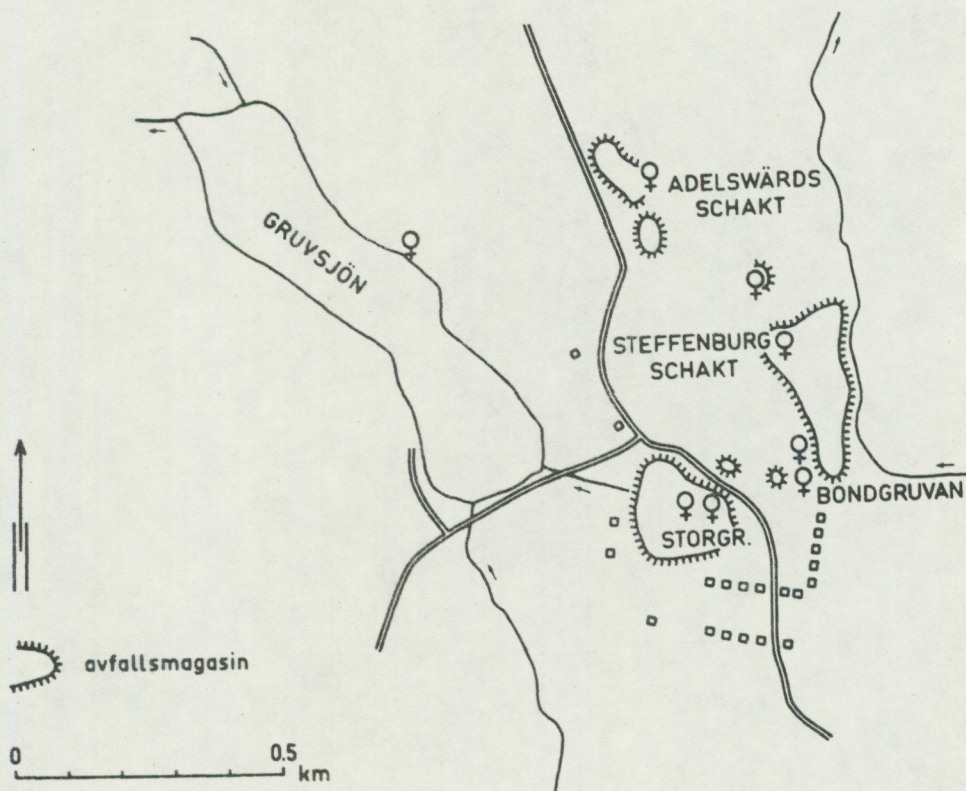
1. Lokalisering av "icke metallhaltigt" grundvatten
2. Spridning av föroreningar i grundvatten
3. Kalksten vid rening av dräneringsvatten från Bersboområdet

OMRÅDESBESKRIVNING

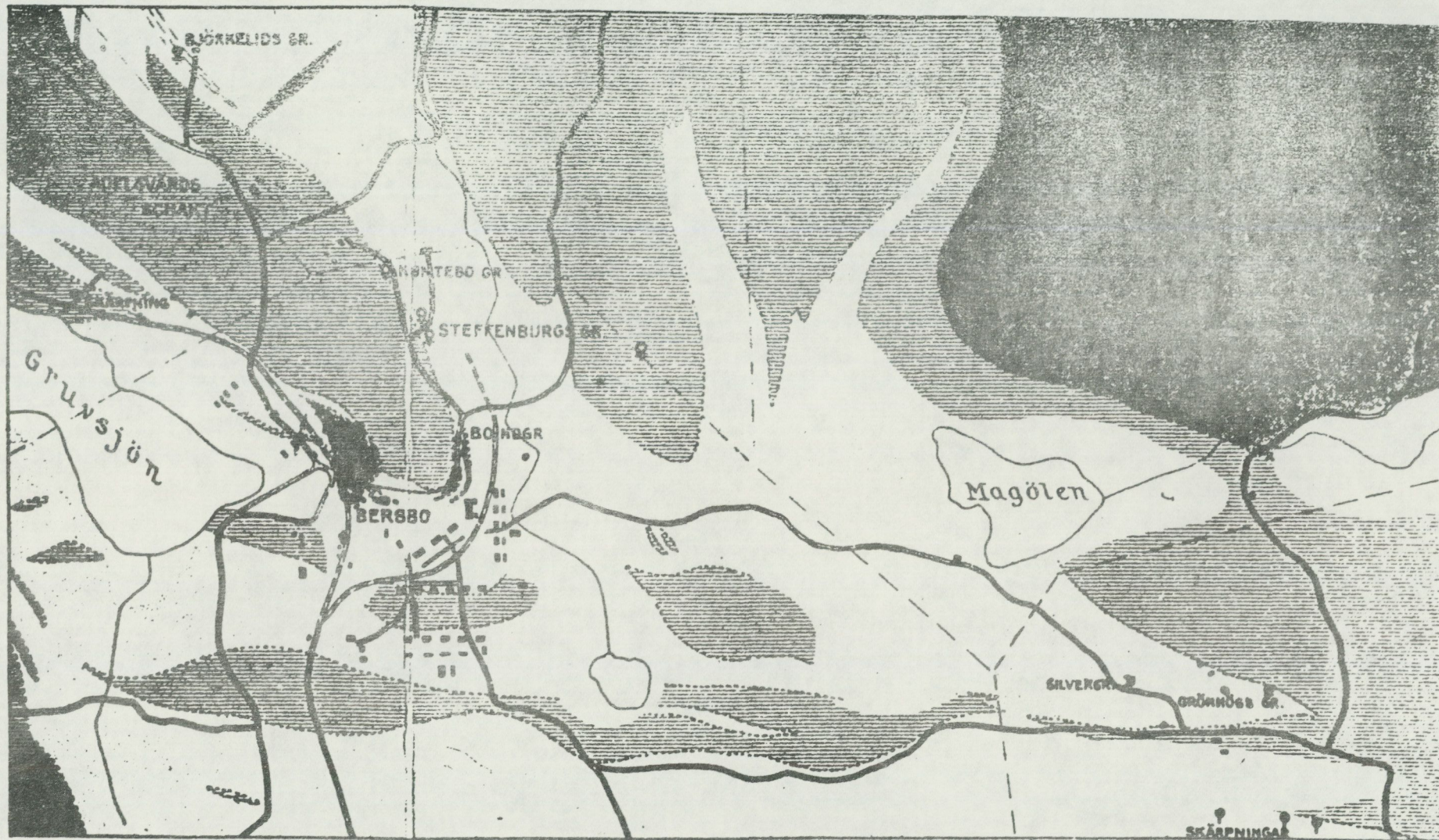
Bersbo gruvfält är beläget ca 8 km nordnordost om Ätvidaberg och tillhör Ätvidabergs malmtrakt. Till detta fält räknas förutom de egentliga Bersbo-gruvorna även den öster om dessa belägna Grönhögsgruvan samt några mindre gruvor (se fig. 1 och 2).

Utmärkande för området är att malmförekomsterna i huvudsak tillhör en zon leptitiska bergarter. Den malmförande zonen är mycket smal och sträcker sig från trakten närmast norr om Bersbo 1,5 km mot nordväst (Magnusson, 1973) (se fig. 2).

Huvudmassan av malmerna utgöres av en s.k. komplexmalm med innehåll av kopparkis, zinkblände, blyglans, svavelkis och magnetkis. Medelhalten i brutet berg torde med ledning av befintliga produktionssiffror ha varit: 0,5-3 % koppar, 1-3 % zink, 1 % bly samt 25 % svavel och 20 % järn.



Figur 1. Bersbo gruvområde



BERGGRUNDSKARTA ÖVER TRAKTEN OMKRING BERSBO OCH GRÖNHÖGENS GRUVOR
 Efter A. E. Törnebohm 1884. Skala 1:15000

Figur 2. Berggrundskarta. Vita fält anger leptit, streckade amfibolit och mörka granit.



Storgruvälaven Bersbo
Wolff P. S. S. S. S.
77-07-01

Gruvbrytningens historia (Källa: O Söderbäck, 1976)

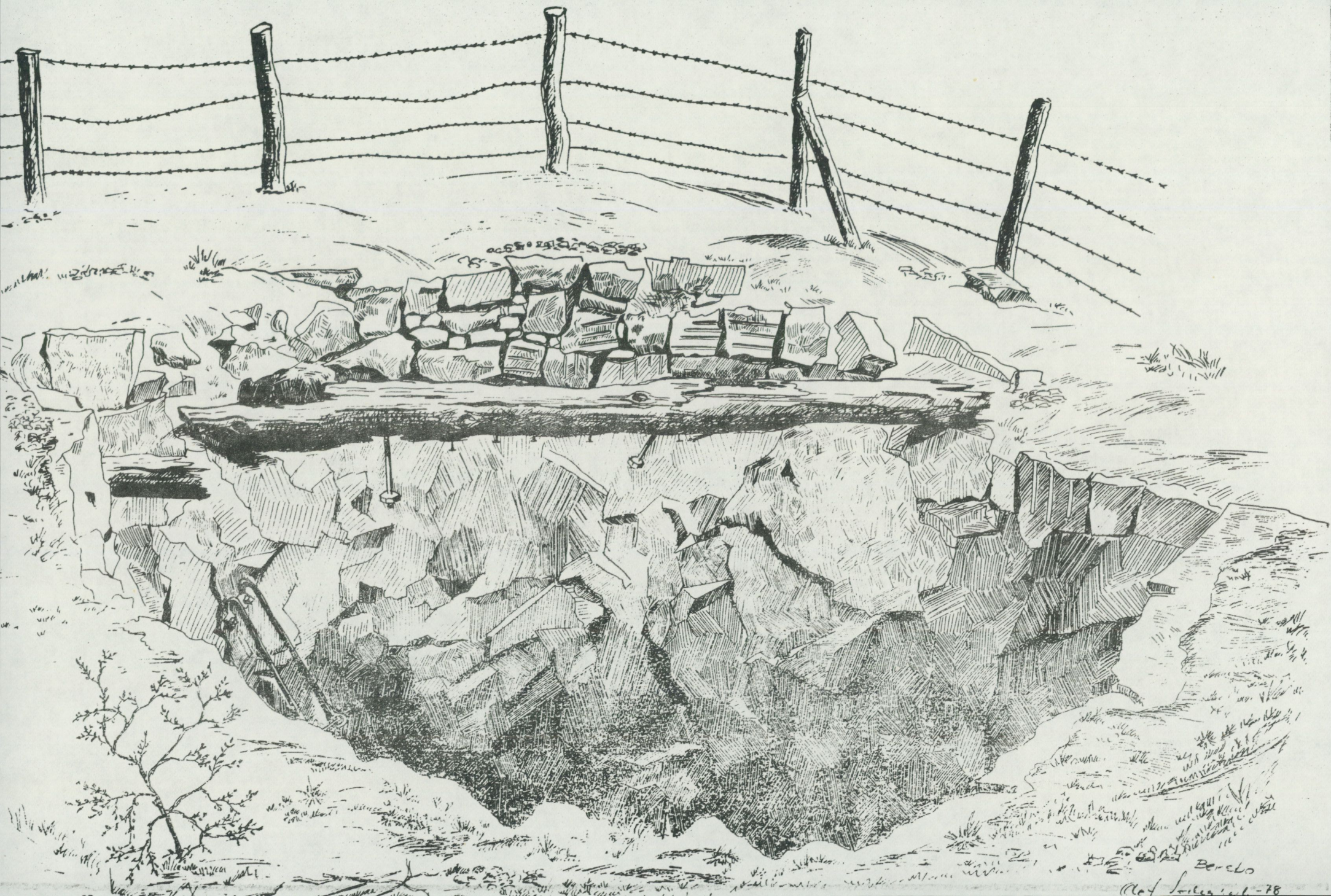
Om den äldsta kopparbrytningen är föga känt. Av de upplysningar, som går att få, framgår att bruksrörelsen haft en blomstringstid under 1400-talet fram till början av 1500-talet. Enligt en obestyrkt sägen skall emellertid redan på 1200-talet bergsbruket ha florerat och i Thams "Beskrifvning öfver Sveriges rike" kan man läsa: "Åtvidabergs bergslag är sannolikt gammal och förmenas ha varit brukad före digerdöden af sjelfegande bergsmän". Man skulle alltså kunna urskilja tre brytningsperioder: den första, just nämnda, den andra, känd genom biskop Brasks arbeten och den tredje perioden, som började i Bersbo 1739, då mutsedlar togs ut på gruvorna i trakten. Enda spår till privilegier från den äldsta tiden är en sägen, att Åtvids socken då varit en fristadsort, innebärande att straffade personer, mot arbete i gruvorna, fritt fick röra sig inom ett område begränsat av följande råmärken: i norr Örsäters bro, i öster Eds bro, i söder Bjätorps ström, i väster vid eller ovan Göthult. Säkra bevis för att gruvbrytning senare pågått utgör däremot de privilegier för bergsmännen, som utfärdades under 1400-talet. Mest känt är kanske det av Erik av Pommern utfärdade brevet från 1413, men även Karl Knutsson, Sten Sture och Gustav Vasa utfärdade privilegiebrev. Under de första vasakungarnas tid tycks dock bergsmannabruket ha upphört och bruksrörelsen drivits av kronan, med föga framgång. De "brukande bergsmännen", om vilka år 1665 sägs, att de "varit så förmögne, att de haft stora kopparhällar för sina förstugudörrar", försvann. Under denna tid omfattade Åtvidabergs bergslag följande socknar: Åtvid, Värna, Grebo, Björsäter, Vårdnäs, Oppeby, Kättilstad, Tjärstad och Gärdserum. I dessa har lämningar efter gamla hyttställen anträffats på 40 platser, därav 27 i den nuvarande kommunen. I södra delen av bergslagen torde Mormorsgruvan, Haggruvan, Malmviksgruvan och Garpagruvan ha brutits intill början av 1500-talet. Sannolikt bearbetades även flera av de mindre försöken. I Bersbo var de viktigaste gruvorna Storgruvan, Bondgruvan samt längst i norr Steffenburgsgruvan och Kuntebogruvan.

Under tiden från mitten av 1500-talet och fram till förra delen av 1600-talet synes gruvdriften ha förekommit endast i mindre omfattning. Under den följande tiden, fram till förra delen av 1700-talet, tycks gruvorna helt och hållet ha legat öde. Vid mitten av 1700-talet började emellertid bruksrörelsen åter att upptas. Det första försöket gjordes 1730-45 av bruks-

förvaltaren J Sohlberg och hans broder E Sohlberg, men misslyckades. Planen på återupptagande av driften vidareutvecklades emellertid av fänriken D Hallonqvist, som 1754 begärde och erhöll mutsedel på hela Åtvids kopparverk. Efter ogillande av anförda besvär av J Sohlberg kom Hallonqvist i besittning av kopparverkets samtliga kringsspridda gruvor. För att ekonomiskt klara projektet bildade han ett bolag med 100 lotter, av vilka 50 övertogs av dir. Anders Schenbom i Norrköping. Denne sålde dem 1762 till krigsrådet friherre Johan Adelswärd, vilken sedermera blev den ledande mannen i företaget, som under de följande åren kraftigt utvecklades. Sedan samtliga lotter år 1781 övergått i friherre Adelswärds ägo, upptogs kopparverket i det då instiftade fideikommisset, baroniet Adelswärd. Brytningen och koppartillverkningen ökades successivt under 1700-talet och fram till mitten av 1800-talet, då verket hade sin egentliga glansperiod. Det intog under denna tid främsta platsen bland landets kopparverk. Från 1869 började malmtillgångarna att avta och brytningen blev snart helt koncentrerad till Bersbo gruva, i vilken de kända malmtillgångarna sinade på 1890-talet.

Till sist några data kring gruvorna och kopparframställningen. Mormorsgruvan upptogs 1791-93 och var då 39-53 m djup. Gruvan bröts till 1872. Då den ödelades hade den ett djup av 407 m. Haggruvan upptogs 1826-28 och nedlades 1868. Under dessa år ökade dess djup från 27 m till 211 m. Malmviksgruvan upptogs och rensades på statens bekostnad 1771-72 och överläts på bolaget 1774. Den bröts till 1792 samt åren 1823-62 och fördjupades härunder från 68 m till 131 m. Varpgruvan upptogs 1861 och bröts till 1879. Den var vid ödeläggandet 25 m djup. I Garpagruvan gjordes blott mindre brytningsförsök 1764-67 och 1795-96.

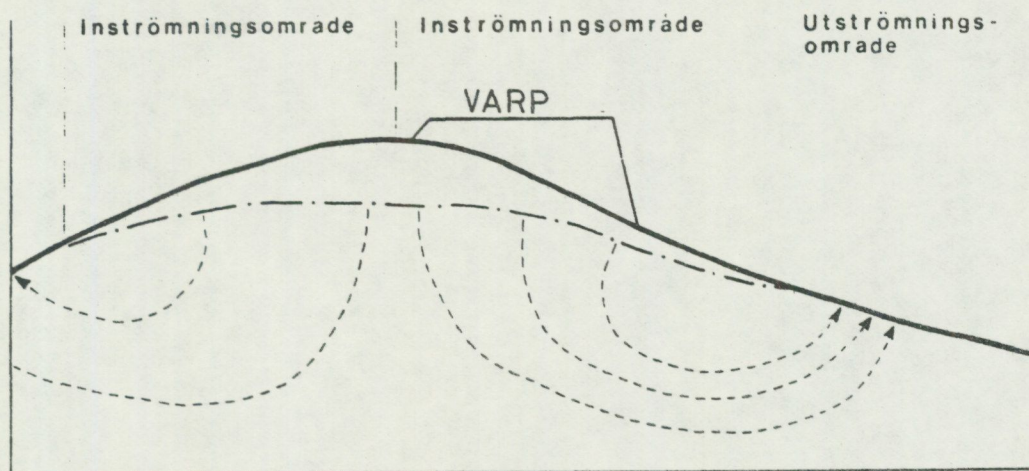
Koppartillverkningen i äldre tider är ej känd, men att döma av de många hyttorna torde den dock ha varit betydande. Från bergsbrukets återupptagande på 1700-talet till 1902 producerades över 32.500 ton koppar, omkring 2.000 kg silver samt 1,6 kg guld. Kopparproduktionen är den största som något svenskt kopparverk utan det i Falun har att uppvisa och uppgick tidvis till omkr. 500 ton/år. Bersbo gruva svarade för merparten av denna koppar. Kopparverket och gruvorna sysselsatte då driften var som störst upp till 650 män och 550 kvinnor och barn. Indirekt berördes givetvis ett betydligt större antal människor genom kravet på transporter av malm, koppar och kol, kolning, service etc.



Berelo
Ref. L. 1000-78

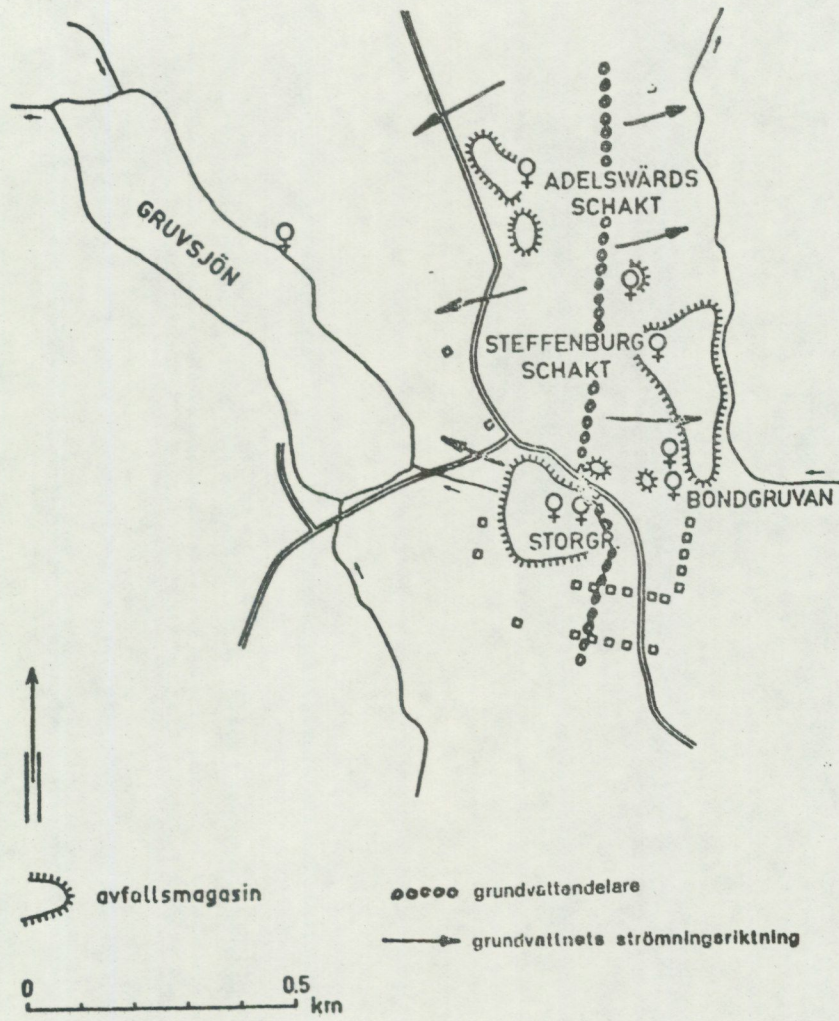
VARPHÖGARNAS "HYDROLOGISKA" LÄGE

Varphögarna är belägna ovanför grundvattenytan. Detta medför att en viss del av det s.k. lakvattnet från varpen infiltrerar i berggrunden och så småningom når grundvattenzonen medan en annan del avrinner i form av ytvatten (fig. 3). Med lakvatten menas i detta fall det nederbördsvatten som efter att ha passerat genom varpen lämnar denna. Vattnets karaktär har då vanligen ändrats genom att kemiska ämnen i varpen lakats ut och löst sig i vattnet. Storleken av den del av lakvattnet som når bergets grundvattenzon bestäms av hydrogeologiska faktorer, till exempel vattenhållsförhållanden och permeabilitet (genomsläplighet) i varpen och i berggrunden ovanför grundvattenytan, det grundvattenförande lagrets mäktighet och utbredning, grundvattenytans lutning och markvattenzonens mäktighet (Carlsson & Carlstedt, 1977).



Figur 3. Schematisk skiss över varp i inströmningsområde (efter Carlsson & Carlstedt, 1977).

För att få ett begrepp om grundvattnets strömbild i området gjordes vattenobservationer i befintliga gruvschakt. Resultatet av observationerna ger en schematisk strömbild (fig. 4).



Figur 4. Grundvattnets strömningsbild

Som framgår av fig. 4 avleddes en del av grundvattnet mot Gruvsjön, som utgör områdets utströmningsområde. Den andra huvudströmningsriktningen är mot bäcken väster om varphögsområdet. Grundvattenytans gradient mot Gruvsjön har uppskattats till ca 8 o/oo.

NEDERBÖRDSVATTEN OCH VITTRING VID AVFALLSUPPLAG

Det vatten som uppfordras i samband med länshållning av en gruva eller ett dagbrott benämns vanligen gruvvatten. Mängden vatten varierar från gruva till gruva beroende bl.a. på gruvans storlek och omgivningens geologiska och hydrologiska beskaffenhet. Gruvvattnets sammansättning återspeglar i stort sett malmens kvalitativa sammansättning. Vid sulfidmalmsbrytning innehåller därför gruvvattnet varierande mängder av koppar, zink, bly och järn samt mindre mängder av kadmium och kvicksilver. Koncentrationen av metaller i dessa gruvvatten sammanhänger med malmens vittringsegenskaper.

Vid sulfidmalmsgruvorna medför upplag med äldre gruvavfall, speciellt sulfidmalmsvarp, betydande olägenheter. Bland annat sker ständigt en transport av metaller till grundvattnet och närbelägna vattendrag. Eftersom vittring pågått i varpen under en icke ringa tidsperiod och fortfarande äger rum, har en gradvis försurning och metallkontaminering av omkringliggande sjöar och vattendrag skett. Någon metod för att förhindra vittringen är ej känd.

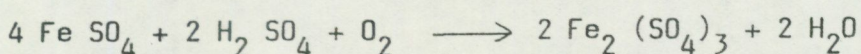
Nederbördsvattnen som avrinner från områdena kring gruvor och anrikningsverk har i regel samma kvalitativa sammansättning som respektive gruvvattnen. Vatten som dränerar genom ett öppet upplag av gråberg, malm och slig m m lakar ut lösliga ämnen och för med sig slam och partikulärt bundna ämnen som ingår i upplaget. Den utan jämförelse allvarligaste föroreningen av nederbördsvattnet erhålles från vittring av varphögar och avfallsupplag vid sulfidmalmsgruvor.

Genom kemisk vittring av sulfidmalmer utsättes sulfidmineralen för omvandlings- och sönderdelningsprocesser. Av stor betydelse är därvid oxidationsreaktioner förorsakade av luftsyre löst i nedrinnande ytvatten. Således oxideras sulfidbundet svavel, varvid fri svavelsyra bildas. Det på detta sätt erhållna sura vattnet är i sin tur en betydande faktor vid den fortsatta nedbrytningen och upplösningen av sulfidmineralen.

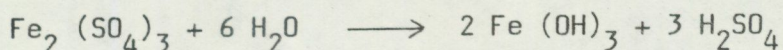
Vid oxidation av järnsulfiderna svavelkis och magnetkis bildas ferrosulfat:



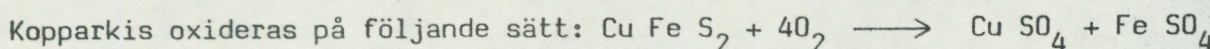
Ferrosulfatet går omedelbart i lösning:



Genom hydrolys övergår ferrisulfatet snabbt till ferrihydroxid:



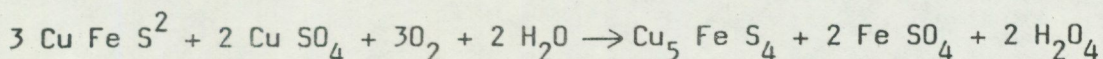
De ovan redovisade reaktionerna sker eventuellt genom bakteriell oxidation. Ur kemisk synvinkel är bakteriernas största förtjänst att de kan oxidera $\text{Fe}^{2+} \longrightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{e}^-$. Under oxidationsprocessen kommer ett överskott av svavelsyra att bildas. För varje mol Fe S_2 som oxideras bildas 2 mol svavelsyra. Detta är av stor betydelse för bl.a. bakterierna (*Thiobacillus ferrooxidans*) eftersom dessa har en optimal aktivitet vid pH-2. Den producerade sura Fe^{3+} -sulfatlösningen kan sedan sekundärt oxidera ytterligare metallsulfider (Hallberg & Rickard, 1973).



Finns ytterligare syre närvarande reagerar den utlösta kopparn enligt följande:

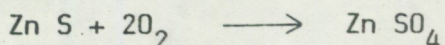
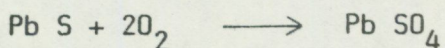


Kopparkis

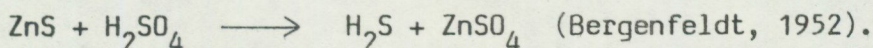


Bornit

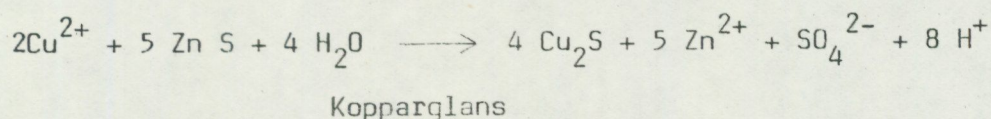
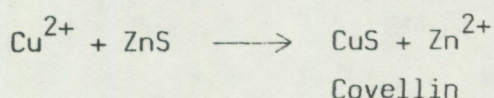
Om bly och zink finns närvarande kan följande reaktioner ske:



Påverkas zinkbländen av en tillräckligt sur lösning sker reaktionen



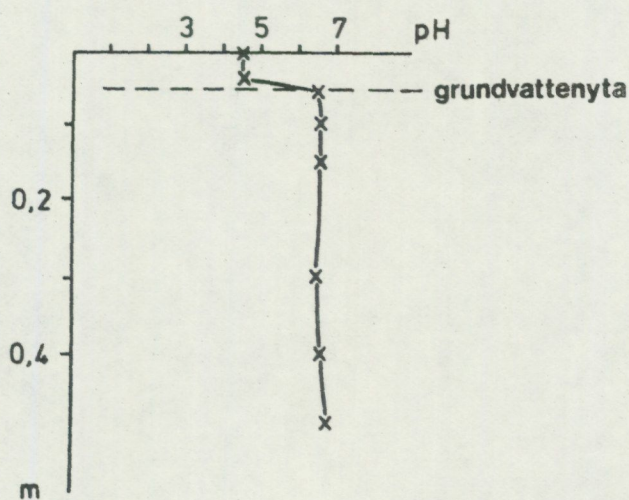
Det material som blev kvar i varpen vid malmutvinningen torde till övervägande del ha bestått av sulfider och oxider i finkornig form, som lossnat från den styckeformiga malmen vid hanteringen eller häftat fast vid slaggens yta. Detta finkorniga material har under tidernas lopp av regn- och smältvatten transporterats nedåt i varphögarna. De översta delarna är därför praktiskt taget "metallfria", medan djupare liggande varpskikt kan förväntas hålla betydligt högre halter. Naturligtvis har mineralen under inverkan av luft och vatten delvis oxiderats och därefter urlakats och bortförts med grund- och ytvattnet. I den sura miljö som bildas genom sulfidmineralens vittring och genom luftens inverkan sker en partiell utlösning av metaller i tvåvärd form. Även om en del metaller finns kvar i varpen följer icke obetydliga mängder med grund- eller ytvattnet till recipienten. När det sura grund/ytvattnet når sjösystemet inträder en viss pH-stegring hos lakvattnet. Därvid fälls en del av vattnets metallinnehåll ut, i huvudsak som svårlosliga metallsalter, t.ex. i form av karbonater, sulfater eller silikater. Zink fälls som karbonat ($ZnCO_3$), bly som sulfat ($PbSO_4$) och koppar som sulfid (CuS).



Problemet med vittring är således allvarligt både med hänsyn till omfattning och tidsperspektiv. Därtill kommer att någon metod för att förhindra vittringen inte är känd. Även om vittringen är mest uttalad hos vissa sulfidmalmstyper torde den äga rum i mindre omfattning hos de flesta typer av malmer.

Som tidigare antytts har vittringen av sulfidmineralen pågått länge och den pågår fortfarande. Härvid har en gradvis försurning och metallkontaminering skett av omkringliggande sjöar och vattendrag. Eftersom många metallföreningars utfällning är en funktion av pH kommer ett surare vatten till viss del att hämma utfällningen av vattnets metallinnehåll. På grund av detta är det sannolikt att metallspridningen inom dessa områden är betydande.

Låga pH-värden har konstaterats främst vid gamla avfallsmagasin och varphögar. Orsakerna är flera. Den viktigaste är att det gamla avfallet innehåller mera sulfidrester än avfallet från modern sulfidmalmshantering, beroende på en sämre anrikningsteknik. En annan viktig orsak är att svavelkis och magnetkis förr ofta lämnades kvar i avfallet. Vidare är det äldre avfallet betydligt grövre än det nutida, vilket ger till resultat en snabbare gasdiffusion (O_2 för oxidation) och likaledes en större vattengenomsläpplighet i gamla varphögar. Det senare ger ofta till resultat en låg grundvattenyta med en stor luftad avfallsvolym, vari vittringen kan för-siggå. Betydelsen av grundvattenytans läge framgår av pH-profilerna nedan.



Figur 5. pH-profil från äldre avfallsmagasin

Vid modern malmhantering med sin anpassning av anriknings-reningsteknik till dagens miljökrav kan metallhalterna i dräneringsvattnet numera hållas låga (Fahlström 1971, Kihlstedt 1972 och Broman 1975). Dessutom anpassar man avfallsmagasinens läge för att undvika risken för föroreningspåverkan.

METODIK

Provtagning och analys

Under 1976, 1977 och våren 1978 har vattenprov, bäcksediment och sjösediment insamlats från området. Huvuddelen av provtagningen har utförts av hälsovårdsnämnden i Åtvidabergs kommun. Viss kompletterande provtagning har skett i Gruvsjön under våren 1977 av kvartärgeologiska avdelningen vid Uppsala universitet. Dessutom har några vattenanalyser ingående i ett arbete av Jacks (1976) använts vid diskussionen av resultaten.

Vattenproven från bäckar, sjöar och brunnar har analyserats med avseende på pH och alkalinitet samt halt av sulfat, Cu, Pb, Zn och Cd. Analyserna är utförda av IMAB, Linköping (Industrins Miljöanalys AB).

Bäcksedimenten (prov från bäckkanterna under lägsta lågvattenyta) har analyserats med avseende på halt av Cu, Pb, Zn, Cd, organiskt material och vatten. Analyserna är utförda av IMAB.

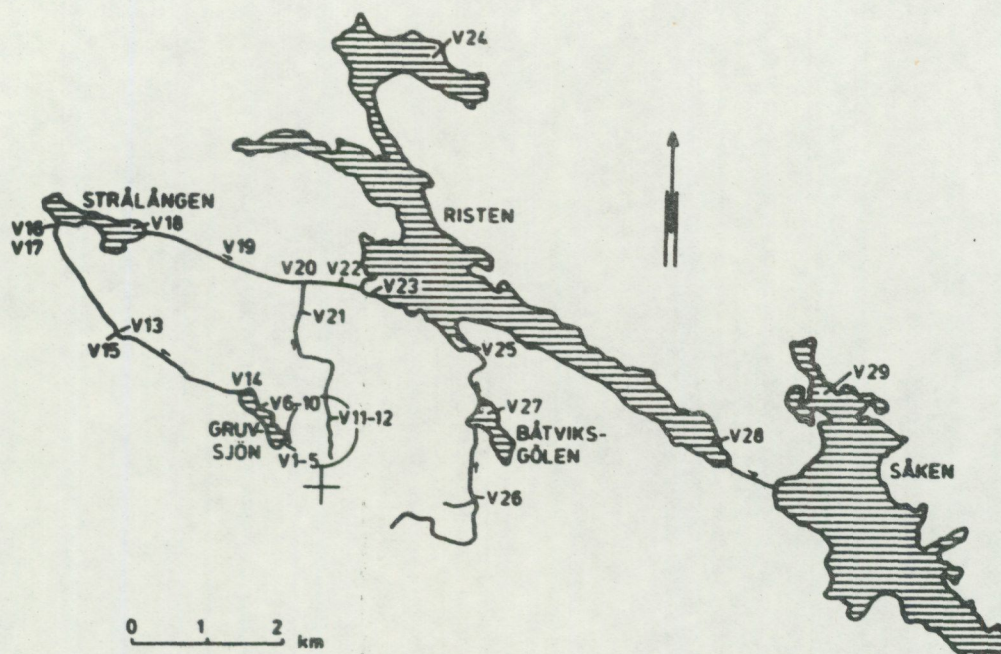
Sjösedimenten har insamlats med hjälp av borrhinar i sjöarna Gruvsjön och Risten. Proven har analyserats med avseende på halt av Cu, Zn, Pb, Cd, Fe och Mn. Bestämningarna innefattar även vattenhalt och halt av organiskt material. Dessa analyser är utförda vid kvartärgeologiska avdelningen, Uppsala universitet.

Metodbeskrivningarna för de olika utförda analyserna redovisas ej här. Om speciellt intresse föreligger kan dock uppgifterna erhållas från Kvartärgeologiska avdelningen, Uppsala universitet.

RESULTAT

Ytvattenundersökning

Provtagningspunkternas läge framgår av fig. 6 och resultatet av undersökningen redovisas i Tabell 1.



Figur 6. Provtagningspunkter, ytvattenundersökning

pH

Vattnets pH varierar vanligen från 3,08 till 7,20. Vissa tider av året har dock ett pH-värde på ca 2,5 uppmätts. De låga pH-värdena är knutna till områdena i omedelbar närhet av varphögarna och förklaras av den vid vittringen bildade svavelsyran. pH-värdet stiger med ökande avstånd från gruvområdet.

Sulfat

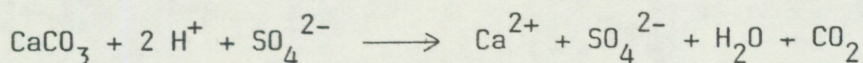
Ytvattnet i omedelbar närhet av avfallsmagasinen har mycket höga sulfathalter som ett resultat av sulfidmineralvittringen. De högsta uppmätta halterna är 1600 mg/l, vilket motsvarar en svaveloxidation av ca 1 g Fe S₂ om allt svavel kommer ifrån oxidationen. För detta krävs 1 g O₂, vilket ger en proportion luft:vatten av 1:1. Detta visar att luftningen av magasinerna är viktig eftersom det syre som är löst i vattnet (ca 5-10 mg/l) knappast spelar någon roll. Någon betydande sulfidoxidation under grundvattenytan behöver man inte heller räkna med (jmf. Jacks 1976).

Alkalinitet

Alkaliniteten i dräneringsvattnet är oftast 0 eller däromkring. Anledningarna till detta är följande:

Om karbonat finns i avfallet sker en viss neutralisation av den bildade svavelsyran. Denna neutralisation kan även ske om kalцит saknas genom att det sura vattnet angriper plagioklaserna (Na-Ca-fältspater).

Eftersom det föreligger ett underskott på karbonat övergår denna till koldioxid enligt



Det är först vid ett pH-värde över 6 som bikarbonat börjar bildas. En annan orsak kan vara att avfallsmagasinen saknar vegetation. Detta medför att markluften i avsaknad av biologisk aktivitet har koldioxidhalter liknande dem i atmosfären.

Koppar

Kopparhalterna varierar mellan 0,001 och 16 mg/l, med de högsta halterna i närheten av avfallsmagasinen. Som framgår av resultaten i tabell 1 är några av värdena, som representeras av naturliga bakgrundshalter för flodvatten = 0,01 mg/l. Flertalet ligger dock över denna gräns.

Det finns ett flertal processer som kan verka begränsande för kopparutlösningen. Bland dessa kan utfällning som Cu_2O eller medfällning på järnhydroxider spela stor roll (jmf. Jacks 1976). Bildandet av de sekundära mineralen malakit ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$) och tenarit (CuO) kan även under de förhållanden som råder i de aktuella varphögarna verka hämmande på kopparutlösningen (Stumm & Morgan, 1970).

Några av de analyserade proven filtrerades genom ett 0,45 u membranfilter. Därvid visade det sig, vid analys av såväl filter som filtrat, att kopparn vid pH 7 föreligger i lika delar på filter och i filtrat (jmf. Jacks 1976).

Bly

Blyhalterna varierar mellan 0,001-0,64 mg/l såsom framgår av tabell 1. Normala värden för flodvatten har uppskattats till 0,01 mg/l, varför de

funna värdena i närheten av varphögarna visar en kraftig haltförhöjning. Med tanke på de höga sulfathalterna i dräneringsvattnet är det troligt att en Pb SO_4 -utfällning verkar begränsande på blyutlösningen. Troligt är att även blykarbonat (PbCO_3) verkar utlösingsbegränsande. Vid ett högre pH-värde skulle den övervägande delen av bly däremot vara bunden till partiklar och/eller organiskt material.

En filtrering före analys (0.45 u membranfilter) visade att vid högre pH-värde är bly till avsevärd del partikelbundet. Vid pH 7 var andelen bly på filtret betydligt större än i filtratet (jmf Jacks 1976).

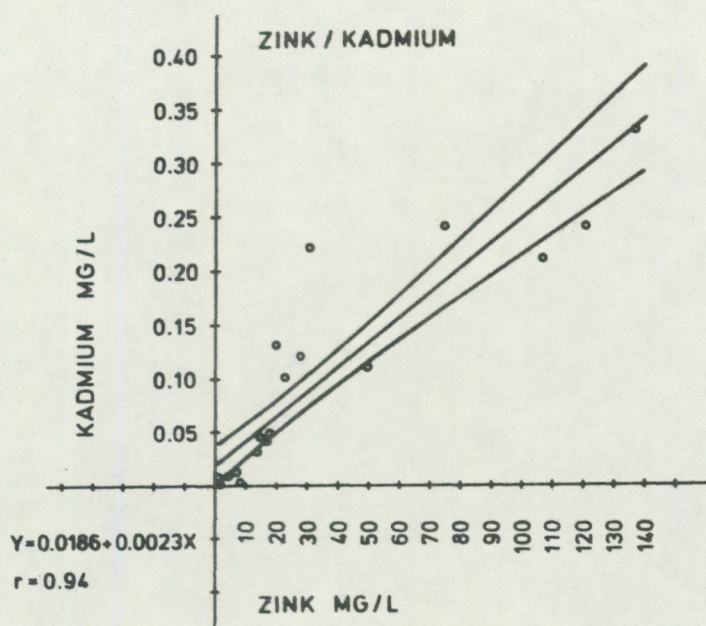
Zink

Zinkhalterna varierar mellan 0,2 och 136 mg/l med de högsta halterna koncentrerade till själva gruvområdet. Jämfört med de "normala" zinkhalterna i ytvatten (0,02 mg/l) visar området en kraftigt förhöjd halt av detta element. Till viss del haltbegränsande faktorer är troligen utfällning av ZnCO_3 , adsorption på lermineral och medfällning på järnhydroxider (jmf Jacks 1976). Zink är emellertid en mycket mobil metall och tenderar att vara den mängdmässigt största föroreningen från sulfidmalmbrytning (Leland et al. 1970).

Om vattenproven filtrerades genom ett 0.45 u membranfilter visade det sig att zinken till största delen återfinnes i jonform, d.v.s. i filtratet. Vid pH 7 var endast något mg/l knutet till den suspenderade substansen.

Kadmium

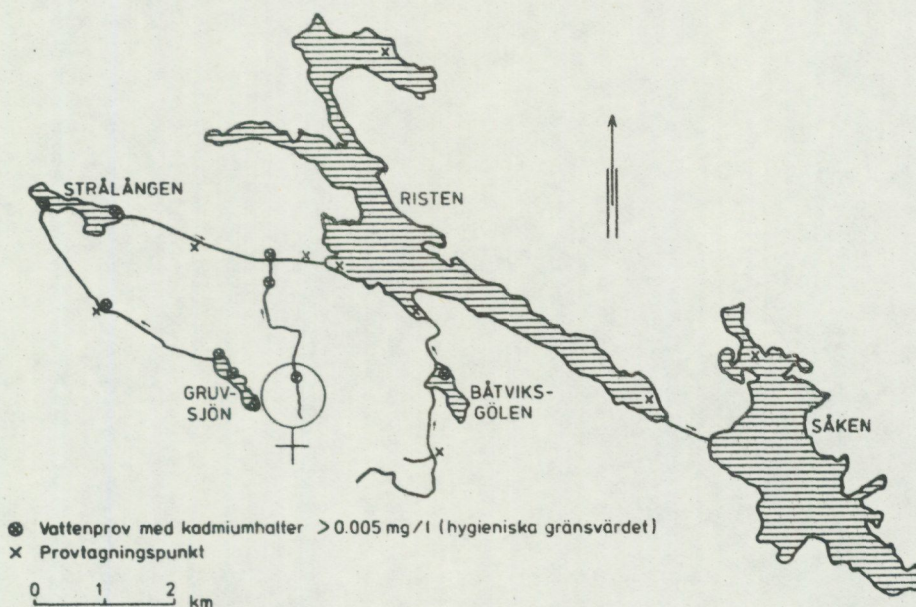
Kadmiumhalterna varierar mellan 0,005 och 0,33 mg/l. Kadmium och zink är väl korrelerade ($r = 0.94$), se fig. 7. I sulfidmalmen förekommer kadmium i zinkblände. Analyser från bl.a. Kristineberg har gett en Cd/Zn kvot på $3 \cdot 10^{-3}$ (jmf Jacks 1976). Ett liknande resultat erhålles om denna kvot beräknas på ytvattenproven i föreliggande undersökning. Detta innebär att ett vatten med en zinkhalt över 2 mg/l innehåller kadmium över det hygieniska gränsvärdet 5 ug/l. I vatten från varphögarna och med det aktuella pH-värdet torde heller inga löslighetsbegränsande kadmiumföreningar finnas i avfallet. Möjligen kan en medfällning på järnhydroxider vara tänkbar.



Figur 7. Korrelation, kadmium-zink i ytvattenproven

Vid filtrering visar kadmium samma tendens som zink, alltså att största delen är filtrerbar ännu vid pH 7. Detta medför att kadmium liksom zink är en mobil metall i motsats till exempelvis bly och koppar.

En redovisning av de vattenprover som uppvisat halter över resp 10 ggr över det hygieniska gränsvärdet redovisas i fig. 8.



Figur 8. Ytvattenprov med kadmiumhalter över hygieniska gränsvärdet

Tabell 1. Resultat ytvattenundersökningen

Pr.No	pH	Alk mekv/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Anm
V 1	-	-	-	-	-	-	0.18	Storgruvan
V 2	3.74	0	700	14	0.64	136	0.33	- " -
V 3	4.95	0	135	6.0	0.06	30	0.22	- " -
V 4	4.10	0	152	5.7	0.045	49	0.11	- " -
V 5	3.65	0	650	16.0	0.04	120	0.24	- " -
V 6	-	-	135	6.0	0.06	30	0.22	Gruvsjön
V 7	-	-	121	0.80	0.04	13.0	0.05	- " -
V 8	-	-	135	6.0	0.05	22	0.10	- " -
V 9	-	-	105	5.5	0.06	19	0.13	- " -
V 10	4.20	-	-	1.3	0.046	17	0.048	- " -
V 11	3.90	0	728	12.5	0.60	74	0.24	Steffenburg
V 12	4.50	0	1630	4.5	0.41	106	0.21	- " -
V 13	-	-	-	5.1	0.068	27	0.12	
V 14	4.15	-	-	1.3	0.0026	16	0.040	
V 15	5.65	-	-	0.320	0.003	7.5	0.002	
V 16	-	-	-	0.05	0.021	6.3	0.011	
V 17	6.25	-	-	0.052	0.0015	3.7	0.0078	
V 18	6.95	-	-	0.001	0.0012	0.10	0.0002	Strållången
V 19	6.65	-	-	0.001	0.0018	0.04	0.0002	
V 20	-	-	-	0.073	0.035	0.19	0.0065	
V 21	4.70	-	-	1.4	0.0016	14	0.044	
V 22	6.60	-	-	0.028	0.0031	0.30	0.0013	
V 23	7.10	-	-	0.003	0.0031	0.15	0.0021	Risten
V 24	7.20	-	-	0.001	0.0015	0.13	0.0003	- " -
V 25	7.05	-	-	0.003	0.0045	0.14	0.0005	- " -
V 26	6.15	-	-	0.059	0.0014	0.73	0.0025	Grönhögs.gr.
V 27	5.15	-	-	0.094	0.0038	3.3	0.0075	Båtviksgöl.
V 28	7.05	-	-	0.003	0.0045	0.15	0.0005	Risten
V 29	5.94	0.13	-	0.095	0.0040	0.65	0.0005	

Varphögarnas hydrologi

Nederbörd i form av regn eller snö bestämmer lakvattnets mängd, när grund- eller ytvatten inte påverkar upplaget. Nederbörden kan, förutom att ackumuleras som snö på ytan,

- evapotranspirera (avdunsta från mark och växter)
- avrinna på ytan
- infiltrera i varphögarna

För att beräkna lakvattenmängden är det nödvändigt att känna till hur stor del av nederbörden, som infiltrerar i varpen. Detta beror på yttre förhållanden som påverkar faktorerna ovan, t.ex. nederbördens storlek och fördelning, lufttemperatur och luftfuktighet, ytans lutning och struktur och täckskiktets permeabilitet (Andersson & Nyberg, 1976).

Då varphögarnas överyta inte är täckta och bevuxna kommer ytavrinningen att vara obetydlig. Avdunstningsfaktorn omfattar i sin helhet endast marken.

O Tamm (1959) har med utgångspunkt från kända data beträffande årsmedel-nederbörd, årsmedelavrinning och årsmedeltemperatur funnit att lufttempera-turen är helt dominerande av de faktorer som påverkar avdunstningen. Detta kan uttryckas i formeln: $A = 221,5 + 29 T$, där A betecknar totala avdunst-ningen i mm och T årsmedeltemperaturen i °C.

För att få ett ungefärligt värde på avdunstningen i området har valts SMHI:s klimatdata från mätstationen "Linköping".

$T = 6,8^{\circ}\text{C}$. Nederbörd = 543 mm/år.

Enligt Tamms formel fås $A = 418$ mm/år. Nettonederbörden blir alltså $543 - 418 = 125$ mm/år.

Med tanke på varphögarnas speciella "utseende" får man antaga att avdunst-ningen inte är lika hög som SMHI:s mätstation ger. En mycket grov uppskatt-ning av nettonederbörden i varphögsområdet är omkring 250 mm/år.

Med hjälp av mätöverfall (Thomsondammar) och skattningar av årsgenomsnittet har de källflöden som kommer ur varphögarna och rinner till Gruvsjön be-räknats till ca 2 l/s. Detta skulle i så fall ge en grundvattenbildning på 1,2 l/s (3,2 - 2,0 l/s), som kan tillföras sjön.

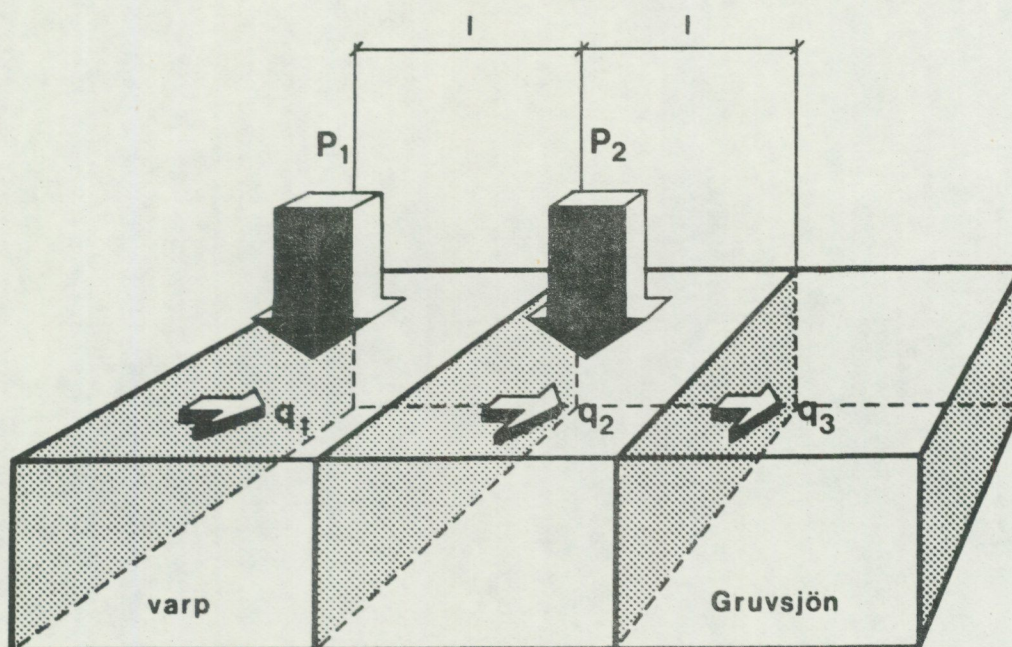
Av denna mycket schematiska vattenbalansstudie över varphögsområdet framgår att ca 35-40 % av det förorenade vattnet tillförs Gruvsjön som grundvatten. Mellan varphögsområdet och Gruvsjön kan finnas betydande grundvattenzoner. En sådan zon bör vara den ort som drevs under sjön och sedan störtade sam-man. Den producerade lakvattenmängden följer årstiderna på så sätt att mycket produceras under snösmältningsperioden och på hösten, medan avdunst-ningen under sommaren gör att lakvattenmängden blir nära noll. Likaså blir produktionen låg på vintern då nederbörden kommer i form av snö och varp-högarnas överyta är hårdfrusen så att ytavrinningen vid snösmältningen blir stor (Pierau, 1968 och Rovers & Farquhar, 1973).

Lakvattnets utspädning i grundvattenzonen

I grundvattnet kommer tillförda utlakade ämnen att spridas med grundvatt-net i dess flödesriktningar. Processer som filtrering, utfällning, jon-byte och mikrobiologiska processer ger en fördröjning av föroreningstrans-porten gentemot vattnets transporthastighet (Matthess 1972, Stiff och Young 1976, Glower et al. 1976, Mather och Bromley 1977).

Föroreningarnas spridningsavstånd från föroreningskällan kommer att successivt öka med tiden om en kontinuerlig tillförsel äger rum. Eftersom perkolatets pH är så lågt kommer en stor mängd tungmetaller att utlakas.

I samband med transporten kan exempelvis tungmetaller ingå i organiska komplexa föreningar som har ringa adsorptionsbenägenhet, vilket leder till att tungmetaller kan spridas långa sträckor med grundvattnet. Fig. 9 visar en modell för en varp i ett inströmningsområde, som ligger till grund för en mycket förenklad beräkning av den hydrauliska utspädningen i grundvattnet av ett tillfört ämne.



Figur 9. Modell för beräkning av utspädningsfaktorn

Varpen kan separeras i en omättad zon och i en mättad. Flödets riktning genom den omättade zonen antas vara vertikal och genom den mättade horisontell. Vidare antas att ett stationärt tillstånd råder, d.v.s. det sker ett konstant tillskott av lakvatten av en viss sammansättning till grundvattnet.

Detta antagande kan göras därför att den omättade zonen mellan varpen och grundvattnet har en utjämnande effekt på den ojämna infiltrationen av lak-

vatten, som bland annat förorsakas av nederbördens säsongmässiga variationer (Oakes 1976).

Koncentrationen av ett ämne i grundvattnet under varpen kan skrivas:

$$C_{(gw)} = \frac{P \cdot l \cdot b \cdot C}{P \cdot l \cdot b + u \cdot b \cdot s} = \frac{P \cdot C}{P + \frac{u \cdot s}{l}} \quad \text{ekv. (1)}$$

definitioner: P (mm/år)	infiltrat
C (mg/l)	koncentration i lakvattnet av ett ämne
u (m/år)	grundvattnets strömningshastighet
s (m)	det grundvattenförande lagrets tjocklek
b och l (m)	varpens areella storlek

Utspädningsfaktorn (d) kan skrivas:

$$d = \frac{C_{(gw)}}{C} = \frac{P \cdot C}{(P + u \cdot s/l)C} = \frac{P}{P + u \cdot s/l} \quad \text{ekv. (2)}$$

Utspädningsfaktorn d definieras som förhållandet mellan koncentrationen av ett ämne i grundvattnet under varphögarna och koncentrationen av samma ämne i det lakvatten som lämnar varphögarna.

För att erhålla ett värde på $u \cdot s$ måste man känna till eller uppskatta ett värde på permeabiliteten, k , och på tjockleken, s , hos det grundvattenförande lagret och på gradienten, l , grundvattenytans lutning.

Enligt Carlsson och Olsson 1977 ges följande värden:

	mäktighet (s)	permeab. (k)	gradient (l)	$u \cdot s (m^2/s)$
Urberg	100	$10^{-6} - 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-5} - 2 \cdot 10^{-7}$

Ekvationen (2) kan schematiskt användas, tillsammans med modellen, fig.9, för att beräkna vilken utspädning som kan förväntas vid varphögarna i Bersbo.

Tre fiktiva fall redovisas nedan:

1) $P = 250$ mm/år

$u = 0,63$ m/år

$s = 25$ m

$l = 200$ m

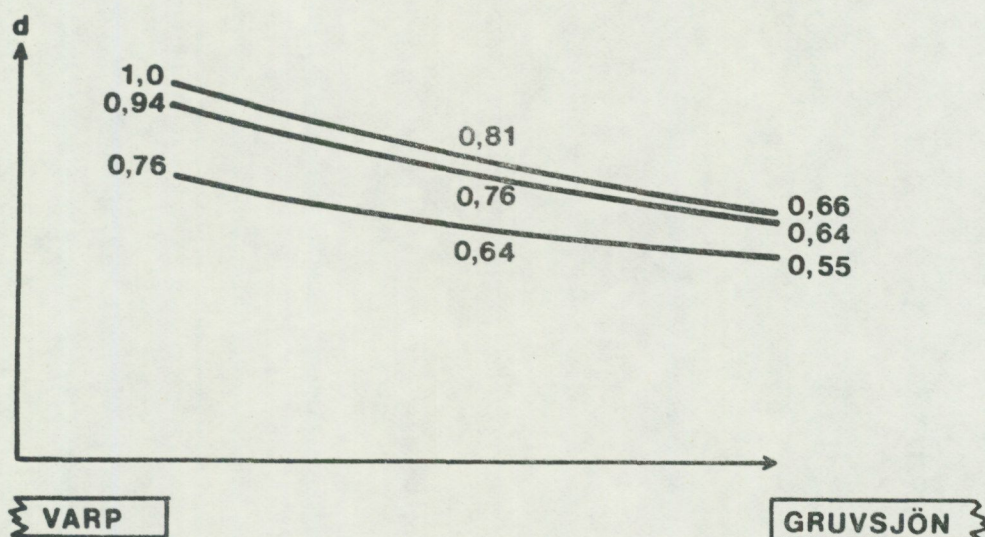
$$d_1 = 0,76$$

$$\begin{aligned}
 2) \quad & P = 250 \text{ mm/år} \\
 & u = 1,6 \times 10^{-3} \text{ m/år} \\
 & s = 100 \text{ m} \\
 & l = 200 \text{ m}
 \end{aligned}
 \qquad
 d_2 = 1,0$$

$$\begin{aligned}
 3) \quad & P = 250 \text{ mm/år} \\
 & u = 0,032 \text{ m/år} \\
 & s = 100 \text{ m} \\
 & l = 200 \text{ m}
 \end{aligned}
 \qquad
 d_3 = 0,94$$

Som framgår av de tre exemplen kan utspädningsfaktorn under vissa (erfarenhetsmässiga) förutsättningar variera mellan 0,76-1,0 i det lakvatten som lämnar varphögen. För att få en uppfattning om den totala utspädningen när lakvattnet når Gruvsjön kan, analogt med ovanstående tre exempel, en vidareutveckling av resonemanget göras till att gälla även partiet mellan varphögarna och Gruvsjön.

För detta område förutsätts gälla: $P=125 \text{ mm/år}$ (enl. Tamm se sid 1=200 m.



Figur 10. Grundvattnets spädningsfaktor Varp-Gruvsjön

För de olika alternativen enligt ovan blir den totala utspädningen ca 30-35 % mellan varp och Gruvsjön under transportfasen (jmf. fig. 10).

Sammanfattningsvis måste påpekas att de ovan redovisade beräkningarna bygger på en mycket förenklad beräkning av utspädningen av grundvattnet, där en fullständig dispersion av lakvattnet förutsatts, som då ger en maximal utspädning i förhållande till rådande förutsättningar. Det troliga är att det icke sker en fullständig dispersion utan att en skiktning mellan grundvattnet och lakvattnet erhålles. Detta medför att en hög föroreningskoncentration i lakvattenskiktet erhålles medan grundvattnet i övrigt är praktiskt taget opåverkat.

Förutsatt att Gruvsjön är recipient för varphögsområdets lakvattenproduktion är inte spädningmekanismerna under transportfasen av primär betydelse, eftersom en total dispersion slutligen kommer att ske vid grundvattnets utflöde i Gruvsjön (jmf. appendix 2 "Spridning av föroreningar i grundvatten").

Balansräkning avseende utlakning och transport av koppar (Cu), zink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd) och svavelsyra (H_2SO_4) inom området

Då det "metallhaltiga" gruvvattnet via ytvattendrag och grundvatten når ut i Gruvsjön sker en utspädning. Detta medför att de mekanismer som reglerar utfällning och/eller adsorption ändras gentemot vad som redovisats i tidigare avsnitt.

Uppenbarligen föreligger metallerna i gruvvattnet dels i partikulär form, dels som lösningar. Det finns anledning förmoda att metallerna i det senare fallet främst föreligger som sulfider, karbonater och hydroxider (Lithner, 1975).

De mekanismer som styr adsorption, sedimentation och fastläggandet av metaller till ett sjösediment har undersökts av flera författare (exempelvis Leland et al 1973, Gardiner 1974, Benes & Steinnes 1975, Pita & Hyne 1975, m fl). Sammanfattningsvis kan följande slutsatser dras av ovanstående arbeten:

Tillförseln av metaller till en sjös sediment sker i huvudsak genom adsorption till organisk substans eller till oorganiska partiklar, exempelvis lermineral. Genom sedimentation och deposition kommer sedan adsorberade metalljoner att tillföras sjösedimentet. Adsorptionsmekanismerna är emellertid mycket komplexa och regleras bl.a. av pH, jonstyrka, partikeltäthet m.m. Generellt gäller dock att både det organiska materialet och lermineralen uppvisar en negativ nettoladdning, vilket innebär att dessa kan attrahera positiva joner (=metalljoner). I fallet organiskt material (humussyror, fulvosyror) ingår också s.k. aktiva grupper som hydroxyl och karboxyl vilka har möjlighet att chelatbinda tvåvärda joner. Stabiliteten för dessa (organo-metallo-komplex) följer den s k Irving-Williams-serien: $Pb > Cu > Zn > Cd > Fe$ (Leland et al, 1973). Med detta menas att en förening mellan organisk substans och bly är stabilare än motsvarande vari koppar ingår.

Som tidigare påpekats är också förekomsten av metaller i ett sjösediment beroende av pH i sjövattnet. Generellt kan sägas att ett lågt pH motverkar metallutfällning medan ett högre befrämjar denna.

I fallet sjö - surt gruvvatten spelar dessutom förekomsten av de höga järnhalterna i detta vatten en stor roll. Detta kommer sig av att i de fall gruvvattnet mynnar direkt ut i sjön kommer ingående järn att oxideras och falla ut som järnhydroxid av varierande sammansättning. Det finns även vissa belägg för att metaller som Zn, Cu och Hg kan medfällas, även om den kemiska fällningsmekanismen inte är klarlagd (jmf appendix 3 "Användandet av kalksten vid rening...").

Det är viktigt att understryka att partikelbindning av metaller i sig inte utgör någon garanti för att metallerna för "all framtid" är bundna till ett sediment. Genom oxidation, pH-förändringar, diffusion, förekomsten av slamätande och filtrerande organismer kan mycket väl en förskjutning av adsorptionsjämvikten "inne" i sedimenten äga rum. Detta kan leda till att metallerna "lösgöres" från sedimenten och transporteras vidare genom vattensystemet.

I fallet Gruvsjön är det troligt att utfällningen av metaller är relativt liten i förhållande till den metallmängd som transporteras ut i och

genom sjön. Detta sammanhänger dels med sjöns låga pH ($\approx 4,5$), dels med att det på grund av att sjön är närmast steril saknas suspenderat organiskt material. Trots detta fungerar ändock sjön som en utjämnare och blandare för de tillförda metallerna. Om man dessutom förutsätter att sjön har ett relativt långsamt teoretiskt vattenutbyte (ca 12 mån) kan storleksordningen på metallutsläppen beräknas genom att använda en av Jacks (1976) uppställd modell. Denna grundar sig på följande premisser: Utsläppen av metaller från ett gruvområde = Dräneringsområdets storlek (km^2) x Avrinning ($\text{mm}/\text{år}$) x Metallhalten i sjön.

Om ovanstående modell används för Bersboområdet erhålles följande: Dräneringsområde = $2,4 \text{ km}^2$, Avrinning = $250 \text{ mm}/\text{år}$ (jmf Jacks 1976). Dessutom kan man förutsätta att bäcken vid Steffenburgs varp för ut en jämförbar mängd metaller i vattendragen. Beräknade utsläpp har därför dubblerats för att få med denna bäck (jmf Jacks 1976).

Beräknade metallmängder har med ledning av ovanstående och vattenanalyser från Gruvsjön beräknats till: zink $15-50 \text{ ton}/\text{år}$, koppar $2-6 \text{ ton}/\text{år}$, bly $30-70 \text{ kg}/\text{år}$ och kadmium $30-50 \text{ kg}/\text{år}$. Beträffande den bildade svavelsyran så kan en sulfathalt i vattnet på $120 \text{ mg}/\text{l}$ väntas medföra att ca $20 \text{ ton syra}/\text{år}$ lakas ut. Därvid har en korrektion skett för naturlig sulfathalt i vattnet samt den sulfat som kommer från zinkbländet. Detta medför att ca $25-30 \text{ ton järnsulfid}$ vittrar per år.

Påpekas bör slutligen att den ovan redovisade beräkningen är gjord under mycket förenklade antaganden. Hänsyn har ej tagits till bl.a. de "naturliga halter" av metaller som kommer från ett gruvområde. Med detta menas att det troligen även om någon brytning ej företagits hade varit en viss haltförhöjning av metaller i Gruvsjön på grund av sulfidmineralens vitt-ring. Dessa s.k. naturliga halter kan dock ej uppskattas utan att det genomförs mycket omfattande grundvattenundersökningar. Ovanstående beräkningar ger dock en grov uppfattning om utlakade metallmängder och kan ligga till grund för en diskussion om lämpliga åtgärder.

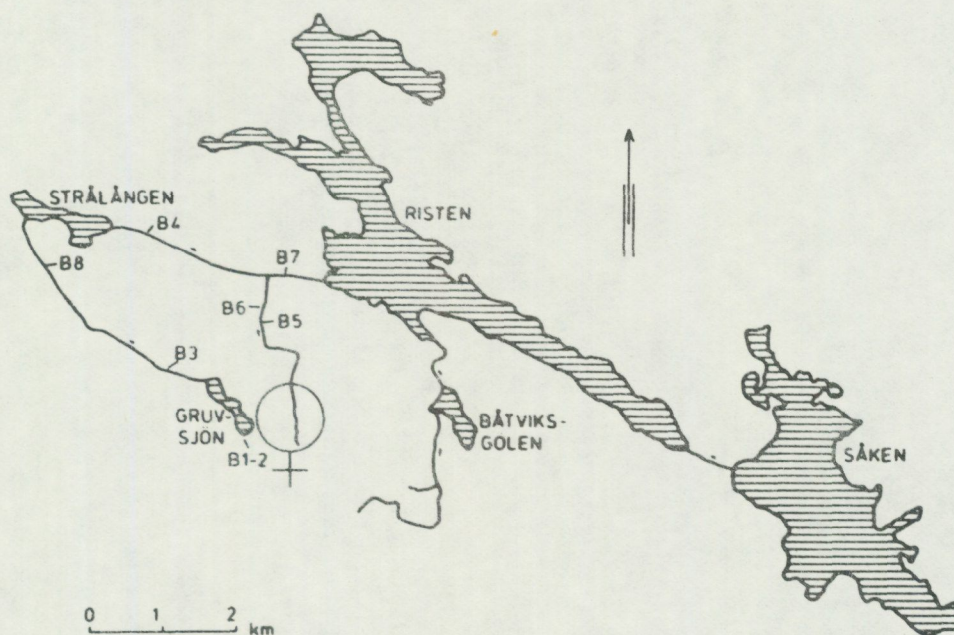
Avslutningsvis har ett försök gjorts att uppskatta vilka mängder som lakats ut från Bersboområdet under åren 1400-1978. Därvid har antagits att metallmängderna under den första 300-årsperioden var cirka hälften mot dagens. Resultatet blir följande: zink 6.230 ton ,

koppar 712 ton, bly 9 ton, kadmium 7 ton och svavelsyra 3.560 ton. Omräknat i 1978 års penningvärde motsvarar dessa metallmängder ett värde av ca 25 miljoner kronor.

Bäcksedimentundersökning

Provtagningspunkternas läge framgår av fig. 11 märkta B₀₀ och resultaten finns redovisade i tabell 2.

Undersökningen visar ungefär samma bild som vattenundersökningen. Inom gruvområdet i vissa delar av Missmyrgraven förekommer höga metallhalter även i bäcksedimenten. Erhållna variationer kan förklaras av bl.a. innehåll av organiskt material, lerhalt m.m. Vid redogörelsen för vittringens inverkan på en varphög påpekades att även vissa pH-effekter styr absorptionen av metaller till ett sediment. Detta kan förklara varför sedimenten ned mot sjön Risten håller så höga halter medan sedimenten inom gruvområdet eller i dess omedelbara omgivning håller lägre metallhalter. Inom gruvområdet är vattnet p.g.a. vid vittringen bildad svavelsyra mycket surt vilket förhindrar fixering medan denna "surhet" avtar med avståndet från gruvområdet (jmf. prov B₁-B₆-B₇). Se fig. 11.



Figur 11. Provtagningspunkter, bäcksedimentundersökning

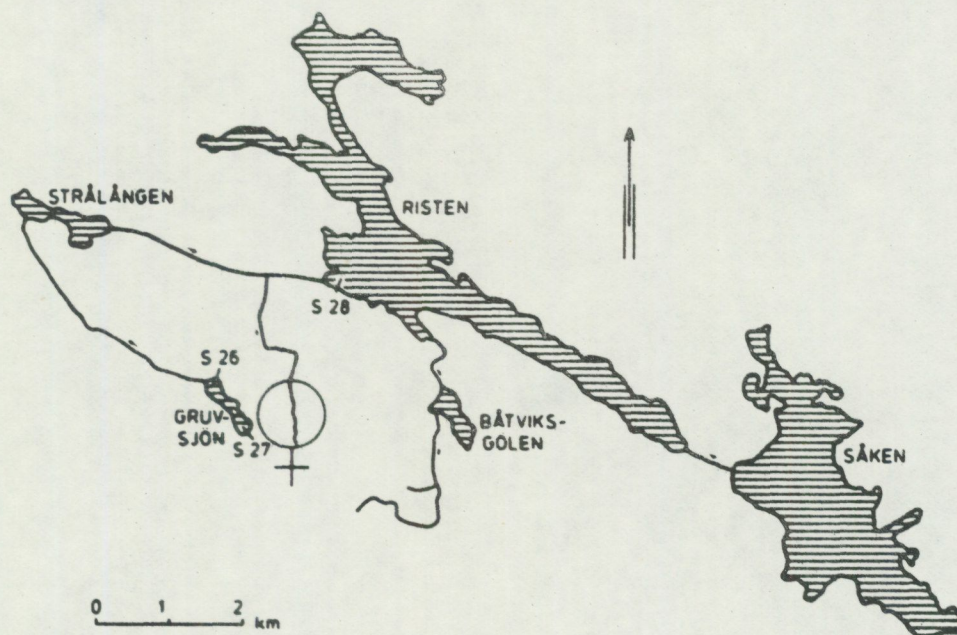
En jämförelse mellan de erhållna halterna och vad som kan tänkas vara "normalt" inom liknande berggrundsområden är svår att göra på grund av att säkra uppgifter saknas. En viss uppskattning görs dock i samband med beskrivning av sjösedimentundersökningen.

Tabell 2

Prov märkning	Cu	Zn	Pb	Cd	Vattenhalt %	Org.halt %
B 1	3,1	1,9	0,11	0,0041	71,5	24,0
B 2	3,7	6,0	0,95	0,020	62,6	20,3
B 3	0,11	0,84	0,73	0,0006	22,8	15,4
B 4	0,30	1,1	1,1	0,0009	10,1	8,6
B 5	0,16	0,74	0,33	0,0011	12,8	10,3
B 6	3,9	2,6	0,081	0,010	97,52	28,6
B 7	3,4	4,4	0,085	0,020	95,1	20,2
B 8	0,028	1,3	0,032	0,0024	34,1	15,1

Sjösedimentundersökning

Provtagningar har utförts i Gruvsjön och Risten. Resultaten av undersökningen framgår av tabellerna 3, 4 och 5. Provtagningspunkternas läge redovisas i fig. 12. Resultaten från borrhämnarna S 26 och S 27 finns även uppräpnade i fig. 13 och 14.



Figur 12. Provtagning, sjösediment

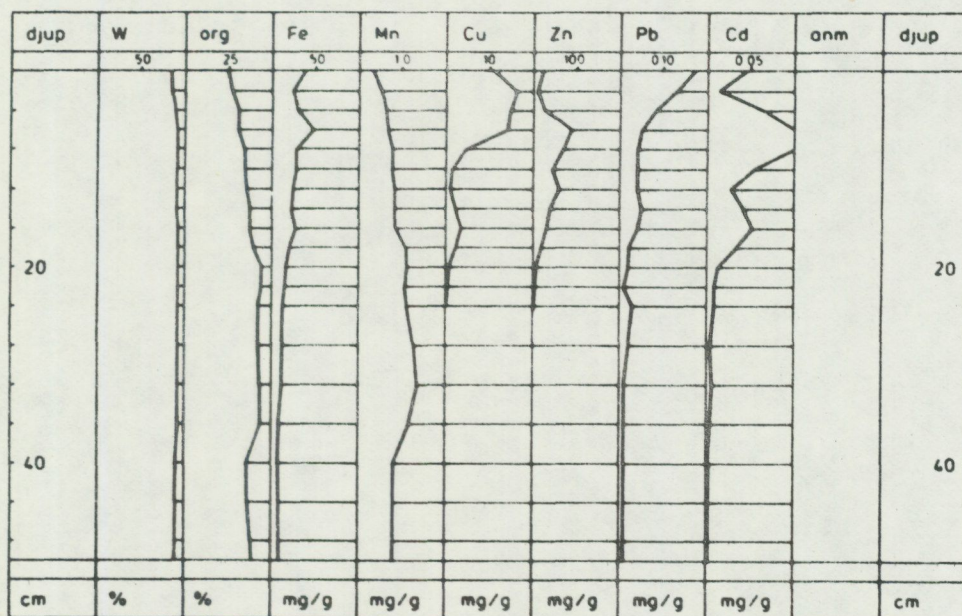
Sedimentens sammansättning med avseende på stratigrafi, vattenhalt och halt av organiskt material kan sammanfattas i nedanstående tabeller. För klassificeringen av sedimenten har förutom visuell observation följande indelning med avseende på organisk halt, approximativt lika med glödgningsförlust, använts:

Lera	< 2 %	organiskt material
Gyttjelera	2-6 %	" -
Lergyttja	6-30 %	" -
Gyttja	> 30 %	" -

Gruvsjön

Punkt S 27 representerar en punkt i denna sjö belägen vid inloppet. Borrningarna har utförts vid ett vattendjup av 3,50 meter. Proppen har följande sedimentsammansättning (se fig. 13):

Djup (cm)	Stratigrafi	Vattenhalt %	Org. mtrl %
0 - 2	svart lergyttja	83 - 84	24 - 26
2 - 14	" gyttja	88 - 92	30 - 44
14 - 30	mörkbrun gyttja	91 - 92	42 - 44
30 - 50	" "	88 - 91	35 - 39



Figur 13. Sedimentanalyser punkt S 27 (Gruvsjön, södra delen)

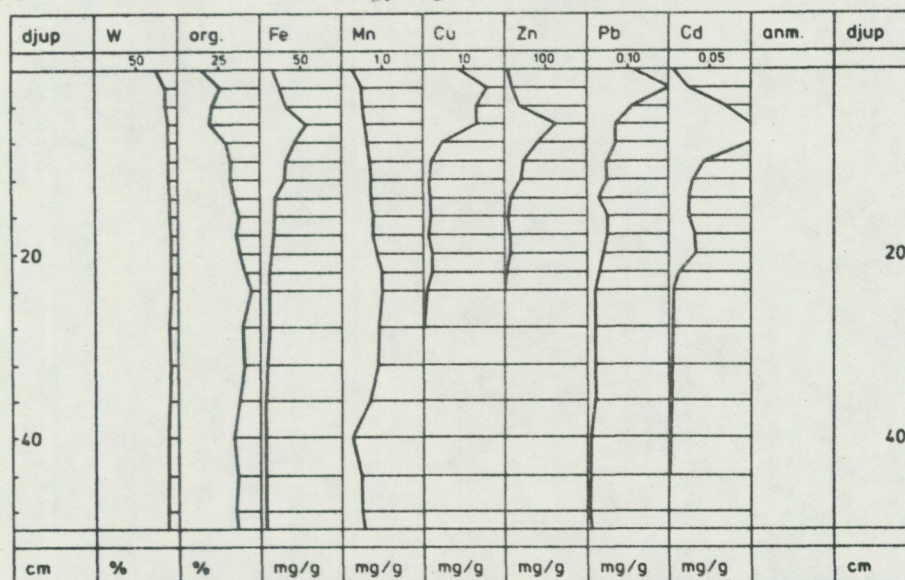
Tabell 3

Tabell 3. Resultat Gruvsjön (s27) Inlepp

Prov djup cm	Vattenhalt %	Org.halt %	Cd mg/g	Cu mg/g	Zn mg/g	Pb mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g
0	83.5	24.0	0.043	11.0	20.5	0.15	36.5	0.33
2	84.1	26.5	0.013	16.0	10.5	0.17	23.5	0.50
4	88.1	30.2	0.064	14.7	26.7	0.13	29.3	0.61
6	90.7	30.3	0.415	14.0	87.0	0.08	47.0	0.66
8	90.2	33.7	0.193	4.6	67.5	0.05	27.5	0.75
10	90.2	34.1	0.054	1.4	44.3	0.04	27.1	0.76
12	90.4	35.4	0.028	1.0	59.0	0.04	23.0	0.82
14	91.2	37.4	0.042	2.1	39.0	0.04	22.0	0.82
16	91.6	36.6	0.052	3.3	30.0	0.05	26.6	0.83
18	91.9	39.4	0.033	2.1	18.0	0.04	18.7	1.07
20	91.9	43.5	0.013	0.6	6.0	0.02	15.0	1.10
22	92.0	43.5	0.008	0.3	3.3	0.02	14.0	1.06
24	92.1	42.4	0.008	0.2	2.3	0.01	11.0	1.10
28	91.9	41.9	0.004	0.3	3.7	0.03	12.0	1.27
32	91.7	42.9	0.006	0.1	1.4	0.02	10.0	1.35
36	91.6	43.3	0.004	0.08	0.65	0.01	7.5	1.15
40	90.2	35.5	0.002	0.07	0.35	0.01	7.0	0.80
44	89.2	36.2	0.002	0.06	0.30	0.01	8.0	0.80
48	89.4	37.8	0.002	0.06	0.25	0.009	8.5	0.80
50	88.8	38.6	0.002	0.06	0.25	0.01	9.0	0.80

Punkt S 26 representerar en punkt i sjön belägen vid utloppet. Borrningen har utförts vid ett vattendjup av 4,2 meter. Proppen har följande sedimentsammansättning (se fig. 14):

Djup (cm)	Stratigrafi	Vattenhalt %	Org. mtrl %
0 - 5	svart lergyttja	75 - 90	14 - 30
5 - 16	" gyttja	90 - 92	31 - 41
16 - 30	brunsvart gyttja	90 - 92	38 - 45
30 - 50	brun gyttja	88 - 90	34 - 38



Figur 14. Sedimentanalyser punkt S 26 (Gruvsjön, norra delen)

Tabell 4. Resultat Gruvsjön (s26) Utlopp

Prov djup cm	Vattenhalt %	Org.halt %	Cd mg/g	Cu mg/g	Zn mg/g	Pb mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g
0	74.8	14.3	0.0075	8.50	7.5	0.11	16.5	0.28
2	85.0	25.9	0.023	15.50	17.50	0.22	24.0	0.49
4	86.0	21.4	0.069	13.0	36.00	0.11	32.5	0.51
6	89.2	19.6	0.515	13.0	125.0	0.07	57.0	0.57
8	89.9	29.6	0.133	4.70	80.0	0.07	43.0	0.63
10	89.9	32.9	0.044	2.00	46.25	0.05	32.5	0.70
12	90.0	32.9	0.030	1.38	40.00	0.05	30.0	0.73
14	90.8	34.7	0.024	1.67	14.44	0.03	18.9	0.72
16	90.9	37.9	0.023	1.25	8.50	0.05	18.3	0.78
18	91.8	36.1	0.031	2.10	12.00	0.05	17.00	0.77
20	92.0	38.3	0.033	2.10	14.00	0.04	14.0	0.87
22	92.1	41.3	0.013	0.87	6.00	0.03	12.0	1.00
24	91.9	44.9	0.005	0.29	1.90	0.02	13.0	1.00
28	91.1	40.0	0.004	0.34	2.07	0.02	12.0	0.93
32	91.5	41.2	0.003	0.26	1.85	0.02	9.50	0.90
36	90.6	38.0	0.003	0.13	0.85	0.02	7.50	0.70
40	89.3	34.4	0.002	0.08	0.50	0.008	8.00	0.65
44	88.9	37.0	0.001	0.08	0.45	0.009	8.50	0.60
48	88.8	36.1	0.0005	0.07	0.40	0.007	8.50	0.60
50	88.5	37.1	0.001	0.08	0.55	0.01	8.50	0.65

Risten

Punkt S 28 representerar en punkt i denna sjö belägen vid inloppet från gruvområdet (fig. 12). Borrningen har utförts vid ett vattendjup av 3,5 meter. Proppen har följande sedimentsammansättning:

Djup (cm)	Stratigrafi	Vattenhalt %	Org. mtrl %
0 - 5	brunsvart gyttja	84 - 85	30 - 31
5 - 10	brun (ler) gyttja	81 - 82	27 - 32
10 - 30	ljusbrun lergyttja	61 - 85	7 - 27
30 - 50	ljusgrå lera	54 - 56	4 - 4,5

Tabell 5. Resultat Risten (s28)

Prov djup cm	Vattenhalt %	Org.halt %	Cd mg/g	Cu mg/g	Zn mg/g	Pb mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g
2	85.8	30.5	0.035	2.35	8.0	0.0044	18.0	0.33
4	84.5	31.1	0.028	1.90	8.0	0.039	19.0	0.42
6	81.7	27.4	0.025	1.10	7.5	0.029	18.5	0.45
8	82.6	32.3	0.027	0.95	8.0	0.029	19.0	0.45
10	78.7	26.8	0.020	0.60	6.5	0.028	17.0	0.47
12	77.5	23.8	0.015	0.37	5.0	0.023	15.0	0.45
14	80.2	25.5	0.015	0.31	5.5	0.029	15.0	0.46
16	85.2	24.2	0.009	0.21	4.0	0.032	16.5	0.39
20	80.7	17.3	0.003	0.09	0.8	0.031	11.0	0.30
25	61.9	7.2	0.0005	0.03	0.25	0.020	17.0	0.32
30	56.3	4.4	0.0001	0.03	0.15	0.024	29.5	0.47
35	55.5	4.1	"	0.03	0.15	0.027	29.5	0.49
40	55.9	4.2	"	0.04	0.15	0.022	30.0	0.47
50	54.3	4.0	"	0.03	0.15	0.021	29.5	0.46

Sammantaget visar den stratigrafiska undersökningen att Gruvsjön, troligen genom den gradvisa försurningen som skett, har genomgått en långsam "död". Detta avspeglas i det förhållandet att det organiska materialet i sedimenten avtar mot sedimentets överyta. Sjön Risten däremot visar en mer "normal" lagerföljd med ökande halt organiskt material mot sedimentets överyta.

Sedimentkemi

En jämförelse mellan de undersökta punkterna (S 26 - S 28) visar att koncentrationsförhållandena för metallerna i sedimenten är mycket likartade. De konstanta och relativt låga halterna av de olika metaller som finns längst ned i propparna bör rimligen motsvara de halter som tillförts sjön på naturlig väg. Med hänsyn till detta är det troligt att avsnitten 30-50 cm i Gruvsjön och avsnittet 20-50 cm i Risten visar dessa sjöars naturliga metallhalter (se tabellerna 3, 4 och 5 och fig. 13 och 14). De naturliga halterna för Gruvsjön skulle då bli: Cd 0,02 mg/g, Cu 0,06 mg/g, Zn 0,05 mg/g, Pb 0,01 mg/g, Fe 8 mg/g och Mn 0,8 mg/g. För Risten, undantagandes den undre leran vilken håller mycket låga halter, blir motsvarande värden: Cd 0,01 mg/g, Cu 0,05 mg/g, Zn 0,2 mg/g, Pb 0,2 mg/g, Pb 0,02 mg/g, Fe 15 mg/g och Mn 0,3 mg/g. De skillnader som finns mellan sjöarna kan förklaras av olika sedimentationshastigheter och/eller olikheter i den omkringliggande berggrundens sammansättning.

Den ökning i metallhalter som konstaterats i de ytliga sedimentskikten motsvarar den påverkan som gruvbrytningen orsakat. Ytskiktets undre del kan eventuellt anses representera det "år" då området började utsättas för denna kulturpåverkan. Ökningen i metallhalterna framträder mycket tydligt i tabellerna 3 och 4 från Gruvsjön. Där stiger halterna mycket kraftigt för att nå sina maxima ca 3 - 5 cm under sedimentets överyta. Inom detta "maximum" förekommer exempelvis zinkhalter på upp till 12,5 %. Även kadmiumhalterna är mycket höga inom detta intervall.

En bidragande orsak till de höga metallhalterna i sedimenten är också att söka i det metallslam som transporterats ut i sjön. Detta härstammar till viss del från de restprodukter som blir kvar vid anrikningen och utgöres av mer eller mindre "rena" mineralpartiklar.

Ovanför denna nivå i sedimentlagerföljden avtar sedan metallkoncentrationerna. Orsaken till detta kan vara att gruvbrytningen upphörde, i början av detta århundrade. Det kan också vara den successiva försurning som sker i sjön och som orsakar att metallerna ej "binds" lika hårt till sedimenten.

Metalluppgången i sjön Risten (punkt S 28) är inte lika markerad som i Gruvsjön. Orsaken till detta är troligen att söka i det längre avståndet från gruvområdet. Att det trots allt föreligger en påverkan framgår emellertid av bl.a. kopparanalyserna (tabell 5). Dessa visar att det har skett en successiv ökning av halterna i de övre 20 cm av sedimentlagerföljden. Zinkhalterna visar också en ökning inom detta avsnitt. Att denna ökning kan hänföras till gruvbrytningen vid Bersbo och ej till någon sekundär effekt som exempelvis ändrad sedimentationshastighet är otvivelaktigt.

Sammanfattningsvis kan sägas att Gruvsjön är starkt påverkad av metaller orsakade av utsläpp från Bersbo gruvfält. Den gruvhantering som förekommit där har orsakat en mycket stor haltförhöjning av kadmium, koppar, zink, bly och järn i sedimenten. Påverkan från detta område har även nått sjön Risten vilken uppvisar haltförhöjningar av t.ex. koppar och zink i de ytliga sedimenten (jmf Förstner & Wittman 1976).

En viss uppfattning om denna "onaturliga anrikning" som orsakats av bergshanteringen kan man få genom att beräkna kvoten mellan halterna i de övre respektive nedre delarna av sedimenten. Resultaten av dessa beräkningar, som måste betraktas som en grov skattning, visar följande för punkt S 26 i Gruvsjön:

Cd 515, Cu 163, Zn 227, Pb 7, Fe 67 och Mn 0,9. Av detta framgår att det i huvudsak är metallerna Cd, Cu och Zn som uppvisar den största haltförhöjningen och därmed orsakat den största påverkan.

ÅTGÄRDSFÖRSLAG

Nedan redovisas några alternativa åtgärder vilka kan förbättra områdets status. Dessa gör inte anspråk på att uttömmande behandla åtgärd/effekt-samband utan får endast ses som en hjälp vid skissering av ett eventuellt handlingsprogram.

1. Kartläggning av all dränering som sker inom området

Det är mycket viktigt att innan eventuella åtgärder sätts in erhålla områdets dräneringsbild. I denna bör även grundvattenflödena kartläggas.

2. Kalkning

Denna åtgärd bör få en viss effekt eftersom kalkning medför att det sura avrinningsvattnet neutraliseras och ingående metaller fälls. Kalkstensbarriärer i bäckar med surt vatten kan användas. Anläggning av kalkningsdamm/dammar är också tänkbar. Eventuellt kan en dränering runt hela området medföra att "allt" vatten kan samlas in och ledas via en bassäng till Gruvsjön. Det är möjligt också att Gruvsjön genom kalkning kan tjänstgöra som en renings/fällningsbassäng. Det bör påpekas att det för att neutralisera den vid vittringen bildade svavelsyran åtgår ca 0,5 ton CaCO_3 /år. Svårigheten ligger troligen i att "ta hand om" den gips som bildas vid neutralisationen. Se Appendix 3.

3. Täckning av varphögarna

Ett sätt att minska vittringen är att företa någon form av täckning av högarna samt att om möjligt ordna någon form av vegetation på dessa. Det är möjligt att man genom en samtidig kalkning kan lyckas med detta.

Ett exempel på täckningsmaterial som kan komma ifråga är morän. Slänter och överyta täcks med välgraderad morän. Överytan utförs i lutning utåt så att ytvatten leds bort och uppkomsten av vattensamlingar, som kan orsaka infiltration, förhindras. Ytvatteninfiltrationen i naturliga moräner brukar uppgå till 10 à 30 % av årsnederbörden. Permeabiliteten i en naturlig morän varierar vanligen mellan 10^{-6} och 10^{-7} m/s. Infiltrationen i moränmark försiggår dock främst längs blockytor, i grus- och sandlinser, längs rotkanaler och under vattensamlingar.

Om moränen packas till högre täthet än ytmorän har i naturligt tillstånd och avfallsupplagets överytor läggs i lutning 1:50 eller mer och besås, bedöms ytvatteninfiltrationen vid normalt arbetsutförande kunna bli mindre än 5 % av nederbörden (VBB, 1974).

Vid utläggning och beklädnad av slänter och överytor enligt ovan torde sålunda ytvatteninfiltrationen bli väsentligt mindre än hos naturlig ytmorän. Varphögarnas slänter och överyta kan utföras med terrasser och i varierande lutning om så är önskvärt med hänsyn till landskapsbilden, samt besås och planteras. Moränlagret bör ha en mäktighet av 0,5 - 1,0 m. Detta lager täckes sedan med ett ca 0,3 m tjockt lager matjord.

Man måste sträva efter att i varphögsområdet få goda möjligheter att hålla icke förorenat ytvatten borta från varpen samt möjligheter att uppsamla lakvatten i diken, där någon form av rening kan vidtagas.

4. Revegetering av varphögarna

Gamla avfallsupplag är föga lämpade för växtlighet och erfordrar ingrepp för att inom rimlig tid bli återförda till växtlig mark.

Faktorer som alltid måste beaktas är växtnäringstillgången och i vissa fall måste kalktillståndet korrigeras. Det är vidare alltid önskvärt att tillföra organisk substans.

I fallet Bersbo får man räkna med att varphögarna måste täckas före eventuell revegetering. Orsaken till detta är att avfallet är alldeles för grovt för att möjliggöra växtlighet. Lämpligt täckningsmaterial är exempelvis morän (se ovan). Därefter är det möjligt att behandla avfallet på liknande sätt som förfäres vid vegetationsetablering av avfallsmagasin.

Bolidenbolaget har utfört vissa fullskaleförsök med vegetering av sandmagasin i Laver, Norrbotten. Erfarenheterna från dessa visar att det sannolikt tar 10 år innan man får ett matjordsliknande lager om ca 2 cm tjocklek. Man måste även varje eller eventuellt vartannat år tillföra 200-300 kg NPK per ha. Dessutom måste pH-tillståndet kontrolleras och kalk måste tillföras troligen vart femte år. I ovan redovisade fall användes en blandning av rödsvingel, fårsvingel, rödven, krypven, timotej och vitklöver som vegetation. Påpekas bör att man i detta sammanhang kan få viss förhöjning av metallhalten i gräset.

Om det anses möjligt att revegetera vissa delar av Bersboområdet måste innan försöken påbörjas kontakt tas med landskapsarkitekt eller motsvarande

för val av lämplig gödsel, kalk och ex. grässorter. Dessutom måste ett visst kontrollprogram upprättas för området.

Slutligen kan sägas att om ingen åtgärd vidtas kommer området successivt att försuras och "förgiftas" av metallutsläppen. För att mer påtagligt peka på vad som kan ske kan Gruvsjön tas som ett exempel. Denna sjö innehåller idag ingen fisk och är för övrigt tämligen steril. Metallutsläppen har vidare nått sjön Risten varför något måste göras innan det biologiska livet i denna sjö skadas ytterligare.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Andersson, L & Nyberg, F, 1976: Modellering av laknings- och infiltrationsförlopp. KTH, Stockholm.
- Benés, P & Steinnes, E, 1975: Migration forms of trace elements in natural fresh water. Water Research 9.
- Bergenfeldt, S, 1952: Undersökningar av vittringens inverkan på sulfidmineral och sulfidmalmer. Jernkontorets Annaler, 136. Stockholm.
- Broman, P, 1975: Purification of industrial and municipal waste water by means of mineral slime. XI Int. Mineral Processing Conf., April 75. Cagliari.
- Carlsson, A & Olsson, I, 1977: Variations of hydraulic conductivity in some Swedish rock types. Proceedings of the First International Symposium, Stockholm.
- Carlsson, L & Carlstedt, A, 1977: Hydrogeologiska synpunkter på deponering av restprodukter från koleldade kraftverk. SGU, Stockholm.
- Fahlström, P H, 1971: Sulfidmalmsgruvornas vattenfrågor ur miljö-vårdssynpunkt. Vatten 27.
- Förstner, U & Wittmann, G T W, 1976: Metal accumulations in acidic waters from gold mines in South Africa. Geoforum 7.
- Gardiner, I, 1974: The chemistry of cadmium in natural water II. The adsorption of cadmium on river muds och naturally occurring in soils. Water Research 8.
- Glöwer, A & Matthes, G & Schneider, W, 1976: Ground water contamination by heavy metals leached from waste deposits. Conference of Ground water Quality, Measurement, Prediction, and Protection.
- Hallberg, R O & Rickard, D T, 1973: De små gruvarbetarna i Falun. Sver. Mat., Stockholm.

- Jacks, G, 1976: Tungmetaller från sulfidmalmsupplag. Inst. Kultur-
teknik KTH, rapport 3:20, Stockholm.
- Johansson, M & Johansson Å, 1973: Hydrologiska synpunkter på deponerings-
platser för fast avfall - fältundersökning i Göteborgsområdet. CTH,
Göteborg.
- Kihlstedt, P G, 1972: Waste water in metal mining industry. Pure and
Applied Chem., 29. London.
- Knutsson, G & Morfeldt, C-O, 1973: Vatten i jord och berg. Ingenjör-
förlaget, Stockholm.
- Leland, H V, Shukla, S S & Shimp, N F, 1973: Distribution of lead and
other trace elements in sediments of southern Lake Michigan.
In Trace Metals and Metal Organic Interactions in Natural Waters.
Editor. P C Singer. Ann. Arbor. Sci. Publ. Michigan.
- Lithner, G, 1975: Bedömning av recipientförhållandena runt Laisvalls
gruva och anrikningsverk. SNV PM 605. Stockholm.
- Magnusson, N H, 1973: Malm i Sverige I. Almqvist & Wiksell, Uppsala.
- Mather, I D & Bromley, J, 1977: Research into leachate generation and
attenuation at landhill sites. Inst. of Geol. Sci, London.
- Matthess, G, 1972: Hydrogeologic criteria for the self-purification
of polluted groundwater. Int. geol. Congr. Section II, Montreal.
- Pita, F W & Hyne, N I, 1975: The depositional environment of zinc,
lead and cadmium in reservoir sediments. Water Research 9.
- Qvarfort, U, 1979: Sulfidmalmsupplag som miljöproblem. SNV PM. Under
tryckning.
- Stiff, M I & Young, CP, 1976: Factors affecting the transport of
pollutants within and away from landhill sites. Conference on
Groundwater Quality, Measurement, Prediction and Protection.

Stumm, W & Morgan, JJ, 1970: Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience,
New York.

Söderbäck, O, 1974: Naturvårdsinventering Åtvidabergs kommun.
Åtvidabergs Bokbinderi & Accidenstryckeri, Åtvidaberg.

Taester, R, 1972: Klimatdata för Sverige.

Tegengren, F R, 1924: Sveriges ädlare malmer och bergverk.
SGU, ser. Ca 17, Stockholm.

APPENDIX 1

LOKALISERING AV "ICKE METALLHALTIGT" GRUNDVATTEN

Lennart Karlqvist

Undersökningens syfte var att inom Bersbo gruvområde eller i dess omedelbara närhet söka klarlägga om ett icke metallhaltigt grundvatten fanns att tillgå. Med hjälp av tillgängligt kartmaterial och en översiktlig berggrundskartering bestämdes de malmförande leptitstråken. Likaså kartlades grundvattnets strömningsriktningar i stora drag. Det framkom att grundvattnets huvudströmningsriktningar var mot NV och NO (fig. 1).



Figur 1. Grundvattnets huvudströmningsriktningar

Med hänsyn till ovan nämnda geologiska och hydrogeologiska förhållanden bedömdes möjligheten att finna ett "icke metallhaltigt" grundvatten störst omedelbart söder om Bersbo gruvområde. Bedömningen grundar sig dels på att området ligger utanför det malmförande leptitstråket, vilket minskar risken att påträffa ett "naturligt" metallhaltigt grundvatten som annars är mycket stor i den malmförande leptiten, dels på att platsen ligger "uppströms" i grundvattnets huvudströmningsriktning. Detta senare faktum får anses som fundamentalt med tanke på den oerhörda föroreningspotential som varphögarnas infiltrationsvatten utgör för "nedströms" liggande grundvattenmagasin.

Uttagspunkten av grundvatten för kemisk analys valdes alltså omedelbart söder Bersbo gruvområde, inom amfibolitpartiet (jmf. Berggrundskartan, fig. 2). Lokalen, som enligt ortsbefolkningen kallas "Livsfaran", är ett sankt parti mellan två bergribbor. Sonderingar visade ett jorddjup av 4 m, 2 m lera underlagrad av 2 m sand. Ur ett 1" rör med perforerad spets pumpades 0,2 l/s under 28 tim varefter vattenprov togs för kemisk analys. Vattenanalysen visar något höga järnhalter (4 mg/l), men i övrigt uppfyller vattnet de krav man ställer på ett konsumtionsvatten.

Dessutom har en naturlig källa vid järnvägen undersökts. Tyvärr skedde flygbesprutning av detta område i samband med undersökningarna varför tillfredsställande rensning av källan inte kunde göras före vattenprovtagningen. Analyserna visar dock god vattenkvalitet. Detta behöver dock ej betyda att källan som helhet ger ett bra vatten då ett fastställande av tillrinningsområdets vattenkvalitet ej kunnat ske.

APPENDIX 2

SPRIDNING AV FÖRORENINGAR I GRUNDTVATTNET

Lennart Karlqvist & Tommy Olsson

Den del av nederbörden som infiltrerar i och perkolerar vidare genom upp-
laget bildar ytvatten och grundvatten. Olika ämnen i varpen kommer härvid
att i varierande grad lakas ut och följa med det perkolerande vattnet till
grundvattnet. Andelen av det genom denna process erhållna lakvattnet som
tillförs grundvattensystemet beror på en rad olika faktorer:

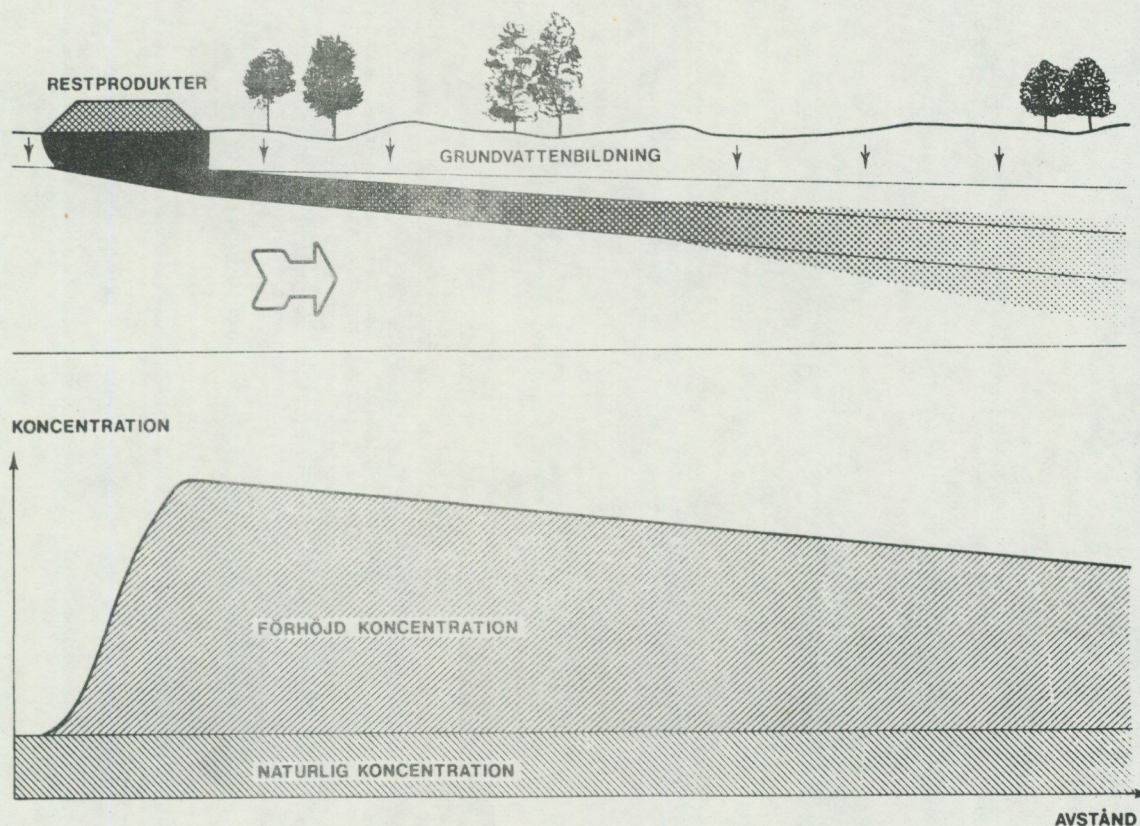
- A Infiltrationskapacitet
- B Varphögarnas och undergrundens vertikala permeabilitet
- C Lokalt grundvattenströmningssystem
- D Grundvattenytans läge i relation till varphögen
- E Adsorptionsprocesser i varphög och undergrund
- F Den luftade zonens mäktighet
- G Undergrundens permeabilitet

Inom den luftade zonen är lakvattnets rörelser i huvudsak vertikala och
lakvattnets koncentration är maximal i förhållande till de rådande urlak-
ningsbetingelserna. När lakvattnet når grundvattenytan kommer dess rörelse
att övergå från vertikal till horisontell, varvid det lokala strömnings-
mönstret helt dominerar flödesriktning och hastighet.

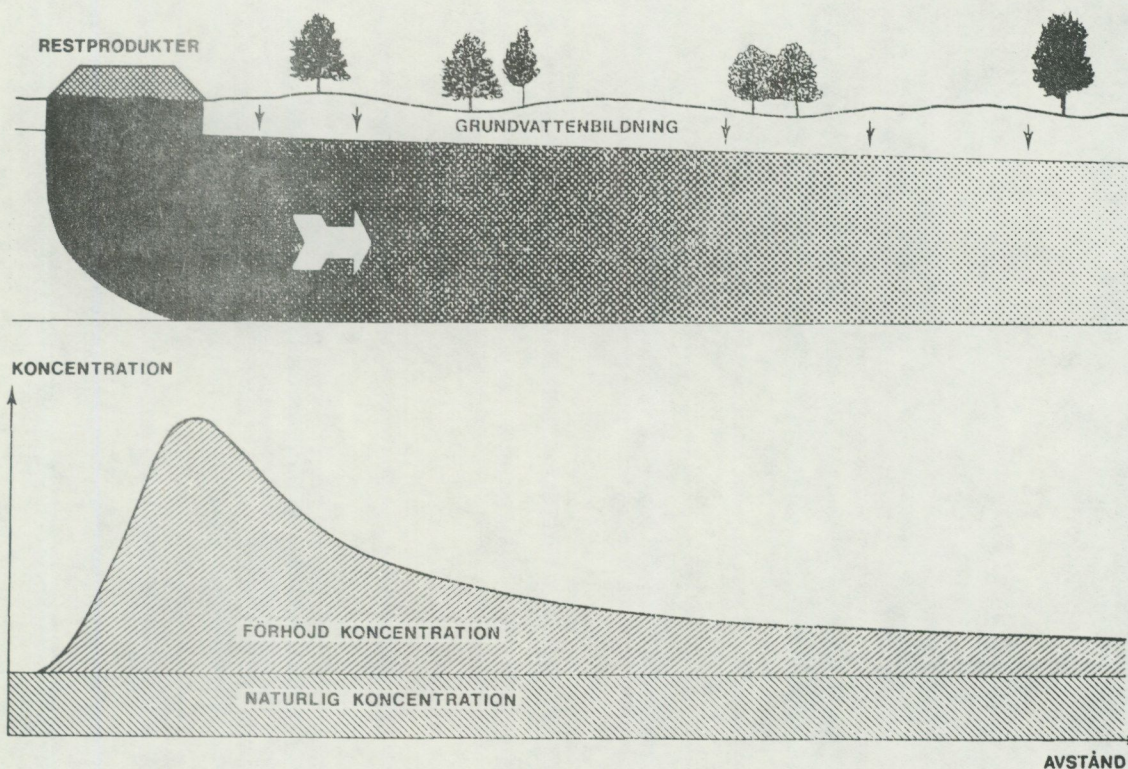
I grundvattnet späds lakvattnet och koncentrationerna av utlösta ämnen
blir således lägre i grundvattnet än i det ursprungliga lakvattnet. Ut-
spädningsgraden är beroende av förhållandet mellan lakvattenmängd och
genomströmmande grundvattenmängd. Spädningseffekten beror även av hur de
båda vätskefaserna blandas med varandra. Vid en fullständig dispersion av
lakvattnet i grundvattnet erhålls en maximal utspädning i förhållande till
rådande förutsättningar. Vid en icke fullständig dispersion blir även ut-
spädningseffekten lägre och i vissa fall kan en skiktning mellan grund-
vattnet och lakvattnet erhållas. I normala svenska vattenförande forma-
tioner har grundvattnet ett laminärt strömningsförlopp och endast i undan-

tagsfall förekommer turbulenta strömningsförhållanden. Detta medför att en skiktning av lakvattnet normalt torde erhållas och att föroreningskoncentrationen är hög i lakvattenskiktet medan grundvattnet i övrigt är praktiskt taget opåverkat.

I samband med föroreningsämnenas vidare uttransport från föroreningskällan kommer en ytterligare spädning att ske till följd av tillskott genom infiltrerat nederbördsvatten vilket leder till att föroreningskoncentrationen minskar med ökat avstånd från föroreningskällan. I likhet med tidigare är även spädningseffekten i detta skede beroende av blandningsförhållandena. Vid en fullständig uppblandning sjunker koncentrationen tämligen hastigt medan höga koncentrationer kan återfinnas på mycket stora avstånd från föroreningskällan om blandningen är ofullständig och lakvattnet är skiktat. Principiellt redovisas spädningseffekten i fig. 1 och 2 där den ena figuren visar spädning under skiktade förhållanden och den andra spädningen vid fullständig dispersion av lakvattnet.



Figur 1. Lakvattnets spädning i grundvattenzonen under skiktade förhållanden (efter SGU 1978)



Figur 2. Lakvattnets spädning i grundvattenzonen vid fullständig dispersion (efter SGU 1978)

Förutom genom spädning minskar även grundvattnets halt av föroreningsämnen till följd av fastläggande processer som utfällning, adsorption, filtrering och mikrobiologisk nedbrytning. Utfällningen kan orsakas av att den kemiska miljön successivt förändras med ökat avstånd från föroreningskällan medan sorptionen innebär en kemisk-fysikalisk bindning mellan de lösta ämnena och det fasta materialet. Vid utfällning, sorption och mikrobiologisk nedbrytning är syretillgången viktig.

Dessa processer medverkar till att koncentrationen av lösta föroreningsämnen minskar samt till att spridningen går långsammare än vad som kan förväntas med kännedom om grundvattnets strömningshastighet.

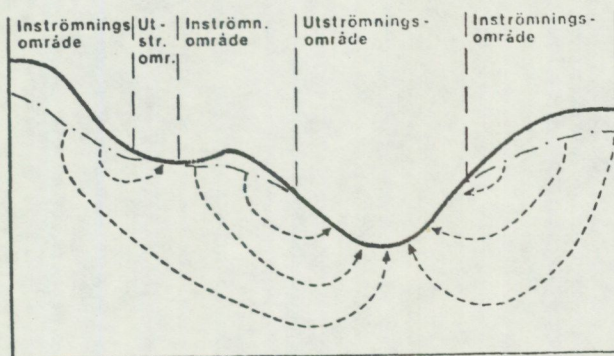
Koncentrationsreduktionen i ett grundvatten är emellertid mindre och går betydligt långsammare än i ett ytvatten. Detta gör att föroreningar i ett grundvatten i tämligen koncentrerad form kan nå områden belägna på

stora avstånd på förhållandevis kort tid. I ytvatten är däremot koncentrationsreduktionen mer effektiv till följd bl.a. av en syremiljö som gynnar utfällning.

I samband med transport och fastläggning finns möjlighet att exempelvis tungmetaller kan ingå i organiska komplexa föreningar som gentemot markmaterialet uppvisar ringa adsorptionsbenägenhet och således kan spridas längre sträckor med grundvattnet.

Varphögarnas hydrologiska läge utgör en dominerande faktor vid en uppskattning av den kvantitativa fördelningen mellan yt- och grundvatten som avrinner från ett varphögsområde. Vid en lokalisering av varp i ett inströmningsområde (område där nybildning av grundvatten sker) kommer den dominerande delen av lakvattnet att tillföras grundvattensystemet medan endast en mindre del tillförs ytvattnet. En lokalisering till ett utströmningsområde (område där utströmning av grundvatten sker) medför att förhållandena blir de motsatta. I detta senare fall har grundvattnet korta strömningsbanor och avgår i form av källflöde som gör att en stor andel av det förorenade grundvattnet övergår till ett ytvattenflöde.

Orsaken till dessa förhållanden är att strömningsriktningen i ett inströmningsområde är nedåtriktad medan den i ett utströmningsområde är uppåtriktad. Detta visas principiellt i fig. 3.



Figur 3. Terrängens indelning i inströmnings- och utströmningsområden, grundvattenytans läge och grundvattnets strömningsmönster (efter Carlsson & Carlstedt, 1977)

Vid dokumentation av förorenings-spridning från varphögar är det således av stor vikt att kartlägga och kvantifiera grundvattnets föroreningsgrad och spridningsmönster. Undersökningar och bedömningar baserade enbart på ytvattnets föroreningsgrad ger således inte en fullständig bild av varphögsområdets föroreningspotential, eftersom betydande föroreningskoncentrationer kan uppträda och spridas i grundvattenssystemet.

Litteratur

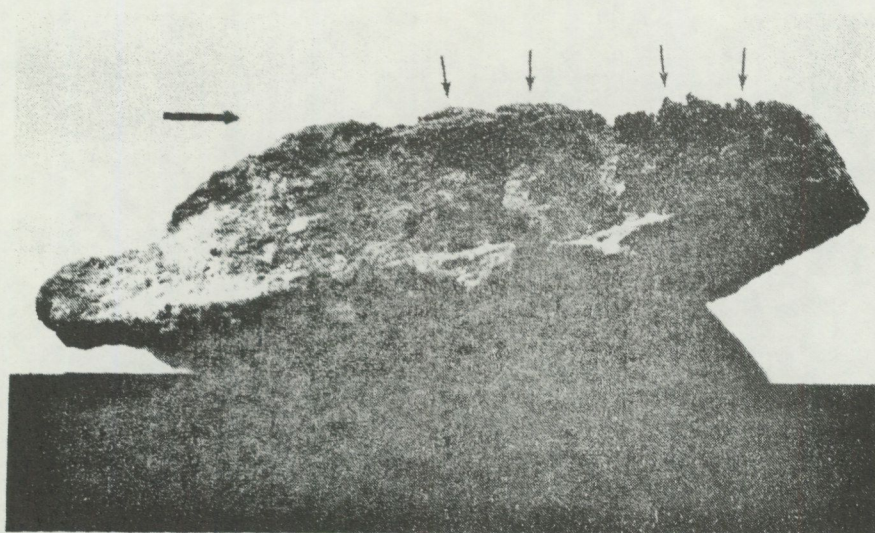
Carlsson, L & Carlstedt, A, 1977: Hydrogeologiska synpunkter på deponering av restprodukter från koleldade kraftverk. Sveriges geologiska undersökning. Uppsala.

Sveriges geologiska undersökning (SGU), 1978: Grundvattenpåverkan av mineralbrytning och mineralhantering. Rapport till mineralpolitiska utredningen. Uppsala.

APPENDIX 3

KALKSTEN VID RENING AV DRÄNERINGSVATTEN
FRÅN BERSBOOMRÅDET

Ulf Qvarfort



Fotografi visande järnhydroxidutfällning på kalksten. Den grova pilen visar bäckvattnets strömningsriktning, de små pilarna järnhydroxidutfällningen.

REFERAT

Fältförsök har visat att utläggandet av kalkstensbäddar i bäckar kan reducera metallutsläppen från äldre sulfidmalmsområden. Genom att låta gruvvattnet passera dessa bäddar reduceras halterna av koppar, zink, bly och kadmium i vattnet med ca 50 %. Som helhet ger dock troligen ej en kalkning av dräneringsvattnet någon bestående effekt. Detta sammanhänger med att den på kalkkornen bildade järnhydroxiden, vilken tjänstgör som medfällare för tungmetaller, är mycket erosionskänslig. Detta innebär att en hög vattenhastighet motverkar utfällning-tungmetallfixering.

BAKGRUND

Vatten som uppfordras i samband med länshållning av gruva eller dagbrott benämns vanligen gruvvatten. Mängden gruvvatten varierar från gruva till gruva beroende bl.a. på gruvans storlek och omgivningens geologiska och hydrologiska beskaffenhet. Gruvvattnets sammansättning återspeglar i stort sett malmens kvalitativa sammansättning. Vid sulfidmalmsbrytning innehåller därför gruvvattnet varierande mängder av de metaller som ingår i malmen. De metaller som härvidlag förekommer är koppar, zink, bly, järn samt mindre mängder av kadmium och kvicksilver. Koncentrationen av metaller i dessa gruvvatten sammanhänger med malmens vittringsegenskaper.

Vittringen är en benämning på en kemisk och/eller biologisk oxidation av exempelvis malm, som leder till en utlösning av metallsalter under bildning av en syra. Om malmen innehåller svavelkis som är förhållandevis oxidationsbenäget och om berget i övrigt saknar buffrande bergarter blir följden en stark vittring resulterande i höga halter av metaller i gruvvattnet. Dessutom kommer det att under oxidationen bildas svavelsyra.

Nederbördsvattnet som avrinner från industriområdena kring gruvor och anrikningsverk har i regel en likartad kvalitativ sammansättning som gruvvattnet. Nederbördsvattnet som dränerar genom ett öppet upplag av gråberg, malm, slig m.m. lakar ut lösliga ämnen och spolar med slam och partikulärt bundna ämnen som ingår i upplaget. Den utan jämförelse allvarligaste föroreningen av nederbördsvattnet erhålles från vittring av varphögar och avfallsupplag vid sulfidmalmsgruvor.

Av sulfidmalmsgruvorna utgör upplag med äldre gruvavfall, speciellt sulfidmalmsvarp betydande olägenheter. Förutom de rent estetiska aspekterna på mer eller mindre sterila områden sker ständigt en uttransport av metaller till omgivande vattendrag. Eftersom vittringen pågått under en icke ringa tidsperiod och fortfarande pågår, har en gradvis försurning och metallkontaminering skett av omkringliggande sjöar och vattendrag. Därtill kommer att någon metod för att förhindra vittringen ej är känd.

I samband med undersökningar av Bersbo gruvfält i Östergötland har det påvisats att avfallsupplagen där utgör en allvarlig spridningskälla för metallerna koppar, zink, bly och kadmium. De två bäckar vilka dränerar gruvområdet kan tidvis innehålla zinkhalter på upp till 250 mg/l. Detta innebär i absoluta tal att utflödet av metaller och svavelsyra per år uppgår till: svavelsyra 20 ton, zink 50 ton, koppar 6 ton, bly 70 kg och kadmium 50 kg (se föregående avsnitt).

Ett fortsatt utflöde av metaller av denna storleksordning innebär att större vattenområden successivt kommer att försuras och påverkas av metallutsläppen. Som exempel kan nämnas att Gruvsjön vilken är belägen i anslutning till gruvområdet åren 1975-1977 visat ett vatten med följande sammansättning:

	pH	Alk.	SO ₄ ²⁻	Cu	Zn	Pb	Cd
juli 1975	3,95	0	135	6,0	30	0,08	0,22
" 1976	4,10	0	121	4,0	25	0,04	0,13
" 1977	4,00	0	130	5,5	22	0,05	0,10

(samtliga halter i mg/l)

Gruvsjön är i dag närmast steril och innehåller en zinkhalt på över 12 procent i sedimenten. En tydlig påverkan har även påvisats i den närmast nedanför liggande sjön Risten, som har märkbart förhöjda metallhalter i såväl vatten som sediment.

Det är naturligtvis bäst om metallhalterna kan tillgodogöras med dagens bättre anrikningsteknik och avfallet sedan deponeras på ett lämpligt sätt. I de fall då metallhalterna är för låga eller avfallet på andra sätt inte är intressant för förnyad anrikning ligger det nära till hands att tänka

sig en kalkning av magasinens överdel. Genom att karbonathalten höjs erhålles en förutsättning för utfällning av tungmetaller i karbonatform. En mycket viktig mekanism är också utfällningen på järnhydroxider.

Förutom en kalkning av magasinerna kan också utläggandet av kalkstensbarriärer i bäckar användas. Ytterligare ett sätt att minska vittringen av sulfidmineral är att etablera vegetation på avfallsmagasinerna.

För att i någon mån begränsa utsläppen från Bersbo gruvområde påbörjades hösten 1977 ett försök att lägga ut kalk i en av de bäckar som dränerar området. Kalk som fällningsmedel för tungmetaller är sedan länge känt genom studier av bl.a. Kihlstedt (1975). Kalken skulle förutom att tjäntgöra som tungmetallfälla även neutralisera den bildade svavelsyran.

ALLMÄNT OM ADSORPTIONSMEKANISMER (källa Kihlstedt 1975)

Föreliggande avsnitt avser att ge en översikt av adsorptionsfenomen i vätskemedier.

I gränssfasen fast-vätska vid en mineralyta finns utåtriktade och omättade bindningskrafter, som kan mättas om tillfälle ges till adsorption.

Man kan särskilda följande typfall av adsorption:

1. Intill en mineralyta råder andra jonkoncentrationer än ute i den "fria" vätskefasen. Framförallt torde man kunna räkna med en pH-gradient från ytan och utåt. Detta kan förorsaka en till ytskiktet bunden utfällning även om betingelser för utfällningen i fråga saknas i lösningens bulkfas.
2. Mineralgitter är dimensionsmässigt tillpassade för de komponenter som ingår i gittret. Vakanser i ett ytgitter får härigenom en "bästa utfyllnad" av komponenter av just ifrågavarande storlek.
3. Jonbyte kan ske mellan på mineralytan adsorberad substans och lösningen främmande joner.
4. En mer eller mindre fullständig substitution av en jon mot en annan kan ske. Förloppet inleds med en ändring av ytskiktets sammansättning varefter substitutionen genom diffusion fortsätter vidare in i gittret. Förloppet är som regel irreversibelt.

5. Genom en på sedvanligt sätt reversibel jonbytesreaktion kan substansbyte mellan fasgränssyta och lösning ske.
6. Adsorption kan ske genom en rent fysikalisk kraftverkan mellan fast fas och adsorberad substans.

Metalljoners utlösningssbetingelser

De halter av metalljoner som förekommer i vatten bestäms av vattnets innehåll av anjoner med vilka katjonen kan bilda svårlöslig förening eller komplex. Den vanligast förekommande anjonen av detta slag är hydroxidjonen, med vilken metalljonen bildar svårlöslig hydroxid. Halten av hydroxidjoner i lösning och därmed dess pH bestämmer således ofta halten av metalljoner i lösning. Detta kan åskådliggöras med s.k. Bjerrumdiagram i vilket den negativa metalljonkoncentrationen, pMe^{n+} , avsätts mot pH. Den funktion som därvid erhålles återger ekvationen:

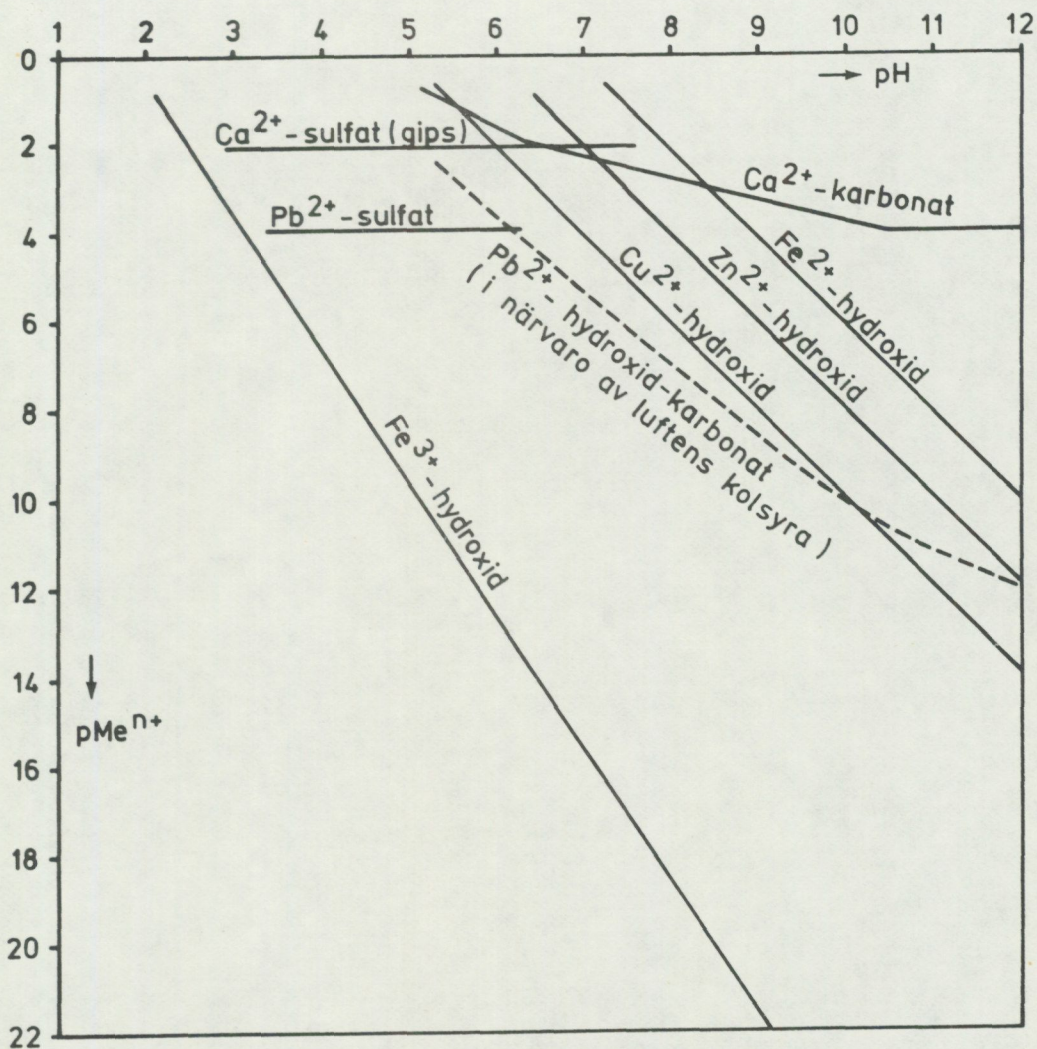
$$\frac{Me^{n+} \cdot OH^{-n}}{Me(OH)_n} = K_1 \quad \text{i grafisk form där } Me^{n+} \text{ är halten av metalljoner i lösning}$$

OH^- är halten av hydroxidjoner i lösning

$$Me(OH)_n = 1$$

K_1 löslighetsprodukten för metallhydroxiden

I fig. 2 visas Bjerrumdiagram för några förekommande tungmetaller, varur framgår att ökande pH medför minskande halt av metalljoner i lösning.



Gränsvärden för metalljonhalter vid olika pH

Fig.2 BJERRUMDIAGRAM FÖR METALLHYDROXIDER

I följande tabell har sammanställts olika metalljoners hydroxidlöslighetsprodukt, samt därav teoretiskt betingat pH för att nedbringa jonhalten till 1 mikrogram/liter jämte jämviktskoncentrationen tungmetall i mikrogram/liter vid $pH = 11$.

Metall		Löslighets prod.	pH för sänk- ning till 1 ug/l	Jämviktsskonc. vid pH 11 ug/l
Bly	Pb ²⁺	$2,8 \cdot 10^{-16}$	10,0 - 10,5	0,058
Järn	Fe ²⁺	$1,6 \cdot 10^{-15}$	10,5 - 11,0	0,09
Järn	Fe ³⁺	$4 \cdot 10^{-38}$	4,0 - 4,5	$2,2 \cdot 10^{21}$
Kadmium	Cd ²⁺	$1,2 \cdot 10^{-14}$	11,0	1,3
Koppar	Cu ²⁺	$5,6 \cdot 10^{-20}$	8,5 - 9,0	$3,6 \cdot 10^{-6}$
Kvicksilver	(HgO)	$1,7 \cdot 10^{-26}$	5,0 - 5,5	$3,4 \cdot 10^{-12}$
Nickel	Ni ²⁺	$1,6 \cdot 10^{-14}$	11,0 - 11,5	0,94
Zink	Zn ²⁺	$4,5 \cdot 10^{-17}$	9,5 - 10,0	0,0029

I samband med mineralutvinning bestäms vattnets halt av hydroxidjoner av de förekommande mineralfasernas sammansättning samt av tillförda kemikalier. Väsentligt i detta sammanhang är att flertalet av de i berggrunden förekommande icke metallbärande mineralen har en naturlig basiskt buffrande förmåga, d.v.s. förmåga att förbruka vätejoner. Buffringsförmågan är speciellt hög hos ultrabasiska mineral och kalcium-magnesium-karbonatmineral men även kvarts har väteupptagande egenskaper.

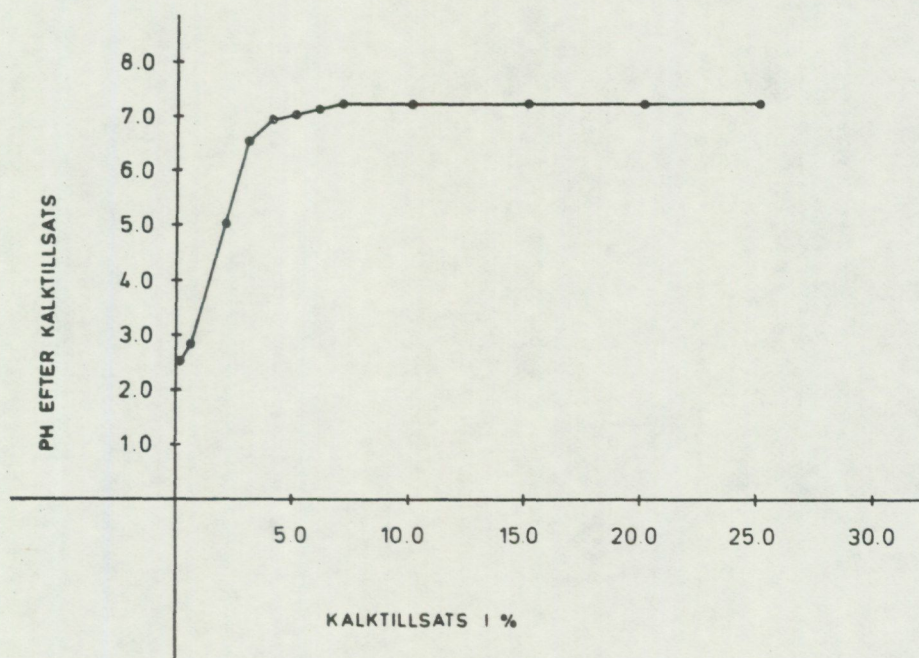
Denna buffrande förmåga gör att upplag med mineralprodukter i flera fall kan motstå försurning vilket gör att vittringsprocesser och utlösningssreaktioner hämmas.

Malmmineral är vanligtvis av oxidisk eller sulfidisk art. Metalloxiderna är vid neutral miljö praktiskt taget olösliga medan sulfidernas löslighet varierar från "olöslig" till en löslighetsprodukt om 10^{-5} . Mängden metalljoner i avfallsvattnet påverkas även av andelen partiklar finare än ca 1 μm i slammet, då lösligheten vid dessa små partikelstorlekar följer Thomson-Freundlich:s löslighetsekvation, vilken innebär att lösligheten ökar med minskande partikelradie. Vanligen åtföljs detta fenomen av en upplösning av finare partiklar kombinerad med återutfällning av substansen på grövre, d.v.s. en förgrovd partikelstorleksfördelning.

LABORATORIEFÖRSÖK

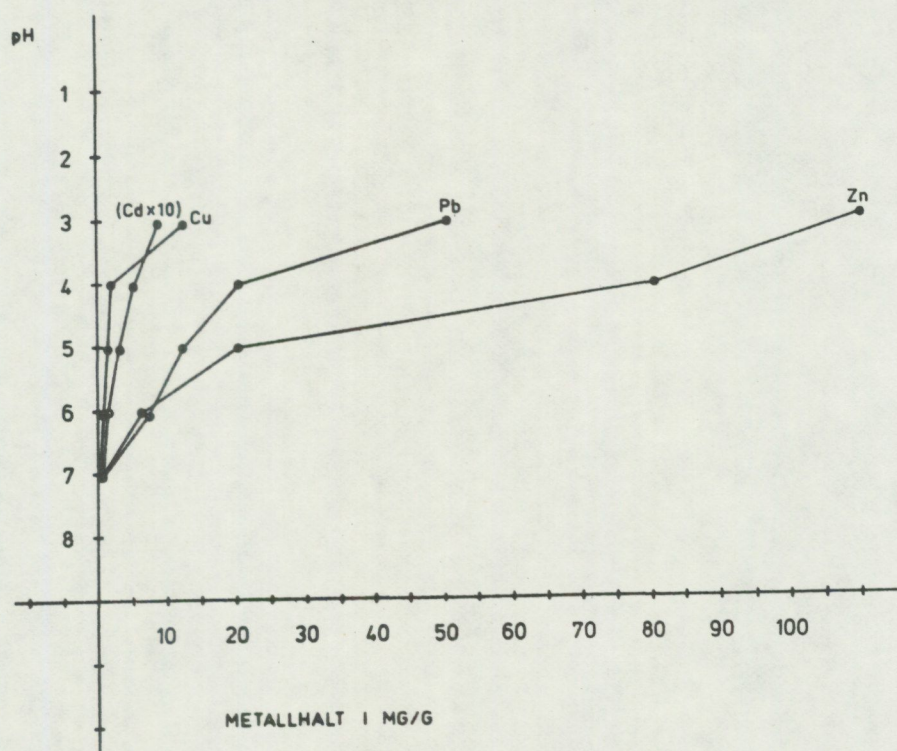
För att i någon mån studera vilka effekter kalk skulle ha dels på ett surt avfall, dels på ett metallhaltigt vatten, utfördes några laboratorieförsök. För dessa har använts Limhamnskalksten 0-3 mm.

1. Vid det första försöket blandades surt avfall från gruvområdet med kalksten och pH mättes. I båda fallen steg pH snabbt under det första dygnet för att stabiliseras vid ett värde motsvarande ca 5 % kalktillsats (se fig. 3). Som framgår av figuren så behövs alltså en kalktillsats av ca 3 % för att höja pH från 2,9 till 6,5 och ca 5 % för att höja pH till 7,0. Påpekas bör att den använda kalciumkarbonaten inte förmår höja pH mer än till maximet 8,4. Detta uppnås först när jämvikt inställer sig med luftens koloxid. Vid normala kolsyrehalter och kalkmängder brukar pH inte höjas mer än till 6-7. Genom att använda exempelvis släckt kalk $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kan det uppnås ett pH på något över 12,5. Detta kalkningsmedel fordrar dock speciella skyddsföreskrifter och var inte aktuellt i det aktuella fältförsöket.



Figur 3. pH som funktion av kalktillsats

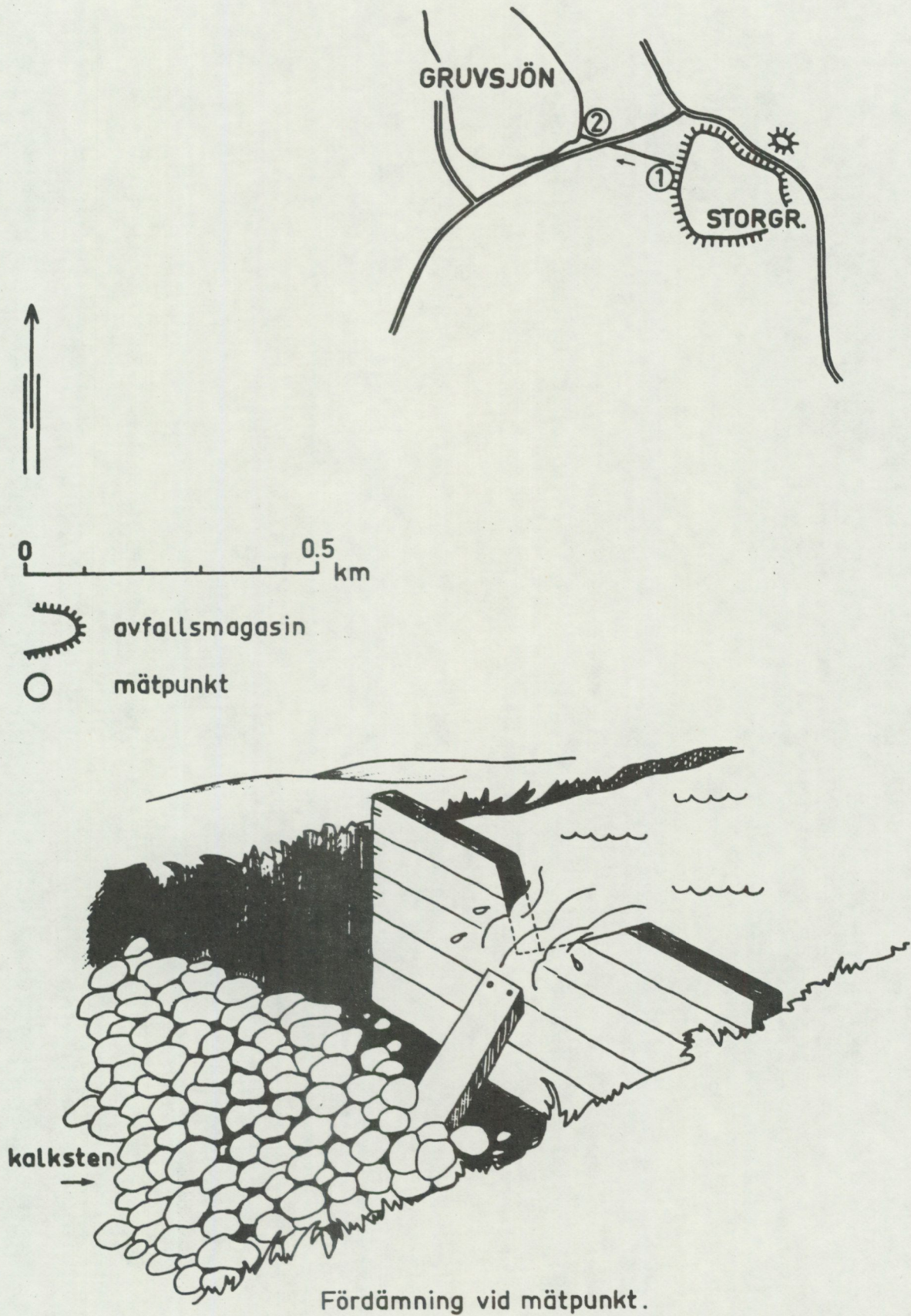
2. I samband med ovanstående försök utfördes också ett lakningsförsök. Lakningen utfördes med destillerat vatten för att studera fastläggandet av tungmetaller vid kalktillsats. Som framgår av fig. 4 blir effekterna goda. I detta fall samverkar troligen flera fastläggningsmekanismer. Genom att karbonathalten höjs erhålls förutsättning för utfällning av tungmetallkarbonaten. En viktig mekanism är också metalladsorption på järnhydroxider. Sådan adsorption har påvisats av bl.a. Broman 1975 (se i övrigt kapitlet: Allmänt om adsorptionsmekanismer).



Figur 4. Utlakad mängd metaller vid olika pH

FÄLTFÖRSÖK

För försöket utlades med hjälp av en frontlastare kritkalksten av Limhamnstillverkning (50 % 0-80 mm och 50 % 0-3 mm) i en bäck på en sträcka av 150 meter (se fig. 1). Kalken lades ut inom fyra avsnitt i bäckfåran, för att erhålla så lång kontaktyta som möjligt. Dessutom anordnades på två ställen utefter bäcken två fördämningar, dels för att minska vattenhastigheten (1,0 sek/liter), dels för att kontakttiden kalksten-surt vatten skulle bli längre. Givetvis går det också att använda en kalksten av "annan tillverkning" som tungmetallfälla för gruvvatten. Prov har uttagits varje vecka under första månaden, därefter var 14:e dag. Resultatet av undersökningen finns redovisat i nedanstående tabell. Detta redovisas som medelvärde för varje månad.



Figur 1. Karta visande provtagningsområde samt fördämningens konstruktion

Tabell 1Resultat av försök med kalk (CaCO_3)Före kalkning (station 1)

Tid	pH	Alk.	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1 månad	4,5	0	0,28	10,66	7,16	3,48	0,12	120
2 månader	4,10	0	0,21	11,6	4,16	3,51	0,10	135
3 månader	4,05	0	0,19	9,8	2,96	3,22	0,05	125
4 månader	4,15	0	0,20	10,2	4,75	3,53	0,10	125
5 månader	4,20	0	0,22	9,1	7,52	3,53	0,08	140
6 månader	4,10	0	0,22	10,1	6,10	3,40	0,04	139
Medel	4,13	0	0,22	10,3	5,31	3,45	0,09	129

Efter kalkning (station 2)

Tid	pH	Alk.	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1 månad	5,00	0,5	0,10	4,1	3,10	2,95	0,02	95
2 månader	4,95	0,5	0,10	5,9	1,78	3,30	0,02	90
3 månader	4,88	0,6	0,11	6,0	1,61	3,41	0,02	85
4 månader	5,0	0,6	0,12	5,9	2,23	3,51	0,02	90
5 månader	5,1	0,7	0,11	5,6	2,03	3,55	0,02	85
6 månader	5,1	0,5	0,11	5,6	2,00	3,30	0,02	85
Medel	5,1	0,6	0,11	5,5	2,15	3,34	0,02	89

Resultaten av försöken visar att kalkningen ger en viss positiv effekt vad gäller pH, alk. och tungmetallreduktion. Således höjes pH i dräneringsvattnet med ca en enhet och alkaliniteten med ca 0,6. Vad beträffar tungmetallerna så är reduktionen följande, räknad på medelvärdet mellan station 1 och station 2: Kadmium (Cd) 50 %, koppar (Cu) 47 %, järn (Fe) 60 %, mangan (Mn) 3,2 %, bly (Pb) 78 % och Zink (Zn) 31 %. Trots reduktionen innehåller dock dräneringsvattnet vid utflödet till Gruvsjön fortfarande höga metallhalter. Slutligen kan tilläggas att vissa försök utförts med utläggandet av marmor i en bäck med surt gruvvatten. Resultaten av dessa försök visar att effekten blir betydligt sämre än med Limhamnskalk. Således blir tungmetallreduktionen knappt 10 %. Möjligt är att den använda marmorn ej var krossad vilket medfört att kontaktytan blir för liten.

Tidigare försök med kalk som metallfälla för bäckar med gruvvatten har visat att det bildas järnhydroxid på kalken som därigenom blir ineffektiv. Samma förhållande har iakttagits vid det nu pågående försöket. På kalkkornen bildas under loppet av ca 1 månad en kraftig beläggning av järnhydroxid vilken successivt tillväxer. Denna tillväxt sker så länge som vattnet i bäcken har en så låg strömhastighet att utfällningen ej spolats bort. För att kontrollera utfällningens sammansättning har prov av denna analyserats. Resultatet blev följande: (17,5 % Fe, 0,1 % Zn) 0,05 % Cu, 100 ppm Pb och 1 ppm Cd (se foto).

Av betydelse för vattenvården, speciellt i ett långtidsperspektiv, är att de adsorberade föreningarna är "evigt bundna till kalken". Om så ej är fallet kan "kalkfällan" bli potentiella giftkällor av mycket allvarlig art. Vid ett konsekvent utnyttjande av kalk för denna typ av rening bör man därför dels försöka höja pH till ca 7,0, dels se till att pH ej sjunker. En svårighet är också att den bildade järnhydroxiden ej får utsättas för erosion, exempelvis genom en hög vattenhastighet.

Sammanfattningsvis visar de erhållna resultaten att det med hjälp av kalkfällor i bäckar blir svårt att erhålla annat än en partiell rening av surt gruvvatten. Om detta emellertid kan accepteras utgör kalken ett bra alternativ. Eventuellt kan den då tjänstgöra som ett komplement till andra reningsåtgärder.

SLUTSATSER

Med ledning av de erhållna resultaten kan följande slutsatser dras:

1. Genom att kalka bäckar med surt dräneringsvatten från sulfidmalmsgruvor kan en partiell rening av vattnets tungmetallinnehåll erhållas.
2. Reningsgraden avseende tungmetaller är beroende av bl.a. flöde, pH och bildad järnhydroxid.
3. Om bäckvattnets flöde blir för stort (över ca 1 sek/liter) kommer järnhydroxidutfällningen att hämmas, medförande lägre tungmetallreduktion.

4. pH-värdet i vattnet bör hållas omkring 7 för att erhålla maximal reduktion.
5. Troligt är att metoden "kalk i bäckar" ej kommer att ge mer än en partiell tungmetallrening, beroende på svårigheten att höja pH tillräckligt samt hålla ett lågt flöde.
6. Eftersom fältförsöket ej ännu är avslutat kan några slutsatser om långtidseffekterna ej ges.

Litteratur

- Broman, G, 1975: Purification of industrial och municipal waste water by means of mineral slime. Eleventh International Mineral Processing Congress 1975. Cagliari. 26 pp.
- Kihlstedt, P G, Siirak, I & Svanfeldt, G, 1975: Metalljonadsorption på nymalda mineralytor. Inst. för mineralberedning. Kungl Tekn Högsk Stockholm. STU-Rapport. 44 pp.

I SGU:s serie Rapporter och meddelanden har tidigare utgivits:

- *1. Utredning rörande det svenska jordbrukets kalkförsörjning 1–2. 1931.
- *2. **Sahlström, K E.** Sveriges lodade sjöar. 1945.
- *3. **Ödman, O H.** Rapport över manganmalmsletningen i Jokkmokks socken 1940–48.
4. **Stålhös, G.** Bidrag till kännedomen om den radioaktiva strålningens fördelning inom den svenska berggrunden. 1959.
5. **Johansson, H G, och Ericsson, B.** Grusutredningen -74. Översiktlig inventering av sand- och grusförekomster – Försöksverksamhet. 1976.
6. **Knutsson, G, m fl.** Grustillgångarna i Östersundsområdet. Del 1 inventering. 1976.
7. **Ericsson, B.** Svallgrustillgångar längs Kilsbergen, Örebro län. 1977.
8. **Gustafsson, O, och De Geer, J.** Skånes större grundvattentillgångar. 1977.
9. **Knutsson, G, och Fagerlind, T.** Grundvattentillgångar i Sverige. 1977.
10. **Modig, S, Knutsson, G, Nordberg, L, och Persson, G.** Särtryck ur Ymer 1978 – Bebyggelsen och vattnet. 1978.
11. **Guy-Ohlson, D.** Jurassic biostratigraphy of three borings in NW Scania. (A brief palynological report) 1978.
12. **Gustafsson, O, Andersson, J-E, och De Geer, J.** Sammanställning av hydrogeologiska data från Kristianstadsslätten. 1979.
13. **Hörnsten, Å.** Sand och övriga jordarter i Öresund. Kommentar till SGU:s maringeologiska karta över Öresund. (Under tryckning).
14. Hydrogeologi vid SGU. Särutgåva av Vannet i Norden. 1979.
15. **Knutsson, G, Lindén, A, och Rudmark, L.** Grus- och moräntillgångar i Nybroregionen. 1979.
16. **Wilson, M R, och Sundin, N O.** Isotopic age determinations on rocks and minerals from Sweden. 1960–1978.
17. **Karlqvist, L, och Qvarfort, U.** Modell för simulering av utbytesförlopp i ett sand – bentonitskikt. 1980.

* Utgången

SVERIGES GEOLOGISKA UNDERSÖKNING
Biblioteket
Box 670, 751 28 UPPSALA
Telefon 018–15 52 80

Cirka pris 20 kr inkl moms