



VÄSTERVIKS KOMMUN

envipro miljöteknik ab

GLADHAMMARS GRUVFÄLT

UTÖKAD FÖRSTUDIE

- Effekter av äldre koppar- och koboltbrytning i Västerviks kommun -



Bilden visar den vittrade varpen belägen ovan Tjursbosjön.

FÖRORD

Gruvdriften vid Gladhammar påbörjades i början på 1520-talet och gruvorna tillhör därmed de äldre i Sverige. Gruvorna var en gång i tiden den största koboltproducenten i Sverige och är även idag den största koboltfyndigheten som någonsin påträffats i Sverige. Brytning av malm har pågått i området under cirka 400 år bortsett från ett antal längre och kortare avbrott. Senast malm bröts var under 1950-talet då Boliden genomförde provbrytning av koboltmalt.

I området, främst invid Tjursbosjön, finns kvarlämnade rester, i form av varp, vaskmull och slagg. Ett antal studier under 1980-1990-talen konstaterade att framförallt koppar och kobolthalterna i Tjursbosjöns sediment är kraftigt förhöjda och att den sannolika förklaringen är kontinuerligt läckage från gruvområdet och de kvarlämnade avfallen.

Länsstyrelsen i Kalmar län lät under 2000 utföra en förstudie. Ansvariga för denna var Eco-Chemica-miljöutredningar och Envipro Miljöteknik AB. I denna förstudie placerades Gladhammars gruvfält preliminärt i riskklass 1. Det konstaterades dock att dataunderlaget, främst gällande avfallen och läckaget var bristfälligt.

Eftersom den ursprungliga förstudien grundade sig på ett sparsamt dataunderlag har Länsstyrelsen i Kalmar län genom Västerviks kommun låtit utföra en utökad förstudie där bl.a. provtagning av yt- och grundvatten samt avfall ingått. Förstudien är i huvudsak inriktad på de i gruvområdet dominerande elementen arsenik, koppar, kobolt, zink och bly.

I projektgruppen för den utökade förstudien har representanter från Västerviks kommun (Christer Ramström, projektledare, Christer Hermansson, assistent, Annika Nandorf, assistent) Länsstyrelsen i Kalmar (Tommy Hammar och Anders Svensson) samt Envipro Miljöteknik AB (Henning Holmström, undersökningsledare) ingått. Huvuddelen av fältarbetena har utförts av Västerviks kommun medan sammanställning och utvärdering huvudsakligen har utförts av Envipro Miljöteknik AB i samarbete med Västerviks kommun. Arbetet med den utökade förstudien har genomförts under perioden november 2001 fram till november 2002.

Syftet med den utökade förstudien har varit att sammanställa kunskapen om området genom att använda tidigare undersökningar, utredningar och förstudie, för att få ett tillräckligt underlag till att fatta beslut om behovet av eventuella fortsatta undersökningar och åtgärder, en s.k. huvudstudie. Syftet med förstudien är även att ge förslag och beskriva tänkbara efterbehandlingsåtgärder.

Projektgruppen för Gladhammars gruvor

Christer Ramström

Henning Holmström

SAMMANFATTNING

En utökad förstudie gällande Gladhammars gruvområde har framtagits i samarbete mellan Västerviks kommun och Envipro Miljöteknik AB med medel från Länsstyrelsen i Kalmar Län.

Gladhammars gruvfält ligger i Västerviks kommun cirka 15 km sydväst om Västervik. Gruvorna har utnyttjats för brytning av järn, koppar och kobolt i olika perioder från 1500-talet fram till 1800-talets slut. Den största betydelsen har gruvfältet haft som producent av kobolt, men kopp- ar är den metall som utvunnits i störst mängd.

Undersökningarna som ingått som del i den utökade förstudien har bl.a. omfattat inventering och provtagning av gruvavfallen lokaliserade runt gruvorna, grundvatten i gruvornas närhet, ytvatten i Tjursbosjön samt uttrinnande ytvatten från den s.k. stollgången. Provtagningen har utförts under perioden december 2001 t.o.m. september 2002. Sammanslagningsprov påavfall har även använts i lakförsök. Lakförsöken har omfattat s.k. pasta-pH mätningar som använts för att styra provuttaget, syra-basräkning för bestämning av vittringspotentialen, fukt-kamm- försök för bedömning av den årliga vittringen, oxiderade tillgänglighetstest och s.k. sekventiella lakningar som använts för bedömning av den framtida vittringspotentialen och bestämning av i vilka faser elementen förekommer.

Vid inventeringen delades gruvområdet in i cirka 40 olika mindre delområden bl.a. baserat på typ av avfall, mängd och vittringsgrad. De typer av avfall som förekommer och påräffas är vaskmull och lakrester i fraktionen grus-sand, slagg samt varp. Bedömningsvis består stora delar av stranden längs Tjursbosjön av vaskmull och lakrest. De totala volymerna avfall vid gruvområdet uppskattas till cirka 20 000 m³ varp, 2000 m³ slagg och cirka 300 m³ vaskmull, totalt motsvarandet mellan 35 000 och 40 000 ton gruvavfall, varav huvuddelen varp.

Resultaten visar att större delen av all varp är påverkad av oxidation. Den bedömda vittrings- graden ligger mellan 1-3 (opåverkat till något vittrat) på den femgradiga skalan som använts. Enskilda varpstycken kan dock uppvisa en betydligt högre vittringsgrad. Vaskmullen och lak- resterna är även de delvis påverkade av vittringen. Innehållet i avfallen är i medel högt med avseende påelement som arsenik, koppar, kobolt, zink och bly. Kopparhalterna i varpen varie- rar t.ex. mellan 1790-35 100 mg/kg TS, kobolthalterna mellan 26,2-2230 mg/kg TS, zinkhalte- rna mellan 58,4-169 mg/kg TS, arsenikhalterna 4,18-365 mg/kg TS och blyhalterna 5,31-2380 mg/kg TS. Halterna av arsenik är betydligt högre i vaskmullen/lakresten jämfört med övriga avfall och varierar mellan 26,6-1070 mg/kg TS, medan halterna av zink är högre i slaggen och varierar mellan 167-3730 mg/kg TS. För alla dessa element överskrider halterna de generella riktvärdena för förorenad mark, vilket innebär att avfallen klart utgör en ekotoxikologisk risk. När det gäller vaskmullen/lakresten samt varpen så kan även halterna av arsenik innebära en humantoxikologisk risk, främst genom intag av jord. Den humantoxikologiska risken bedöms som betydande med tanke pågruvområdets tillgänglighet.

Halterna i ytvattnet i Tjursbosjön och i stollgången är höga. Halterna av koppar och kobolt ligger t.ex. i medel runt 6,65 mg/l, respektive 1,11 mg/l för stollgången och runt 76 µg/l koppar, och 13 µg/l kobolt för utloppet ur Tjursbosjön. Grundvattnet i området är även det tydligt på- verkat. Halter påupp till 7,7 mg/l koppar och 2,2 mg/l kobolt har uppmätts.

Gruvbrytningen har genererat och genererar fortfarande stora utsläpp av metaller, framför allt koppar och kobolt, med vatten till det nedströms liggande sjösystemet. Överst i systemet ligger Tjursbosjön som är en källsjö. Nedanförliggande sjöar i systemet är Ekenässjön, Kyrksjön och

Maren. Som en följd av den långvariga belastningen har metaller anrikats i sediment i recipientssystemet. En tillståndsklassning visar att påverkansgraden för främst koppar och kobolt är mycket stor i Tjursbosjön och Ekenässjön och stor även i Kyrksjön. Föroreningen har avsatt tydliga spår i det akvatiska ekosystemet i Tjursbosjön som är den primära recipienten. Uppskattningsvis finns cirka 617 ton koppar och 80 ton kobolt upplagrade enbart i Tjursbosjöns sediment.

Totalt har det uppskattas att cirka 364 ton koppar, 44 ton kobolt, 34 ton bly samt 11 ton zink och cirka 10 ton arsenik finns upplagrade i de kvarlämnade avfallen. Det har bedömts att årligen vittrar och frigörs cirka 2 ton koppar och 1,1 ton kobolt, vilket innebär att en stor mängd av metallerna åter måste fastläggas i marken eftersom cirka 80 kg koppar och 21 kg kobolt årligen transporteras ut till Tjursbosjön med uttrinnande vatten från stollgången och med grundvatten. Flödet av dessa metaller ut ur Tjursbosjön är sedan årligen cirka 153 kg koppar och 27 kg kobolt. En skillnad finns således även mellan vad som förs in till sjön och ut. Om hänsyn tas till vittringen av det avfall som ligger vid sjön så verkar det i dagsläget som om sjön fungerar som en fälla, sannolikt beroende på det höga pH-värdet i sjön. Detta är ett förhållande som snabbt kan ändras vid en försurning, vilket skulle kunna innebära att stora mängder frigörs både från mark- och sediment.

Om det antas att halterna och de transporterade mängderna i grundvattnet och stollgången står i proportion med den aktuella vittringen så skulle den nuvarande totala transporten av koppar och kobolt med stollgången och grundvattnet teoretiskt kunna fortgå i samma takt ytterligare mellan 500 och 1500 år. I jämförelse med de totala mängderna som finns samlade i avfallen skulle denna transport kunna pågå upp till 4500 år innan t.ex. all koppar lakats ut.

Halterna som uppmättes i stollgången för cirka 10 år sedan av IVL är i stort sett identiska med de som uppmäts idag. Detta gäller även halterna i Tjursbosjön, trots att omsättningstiden är 4,6 år. Det finns med andra ord ingenting som tyder på en minskad utlakning inom en rimlig framtid, utan det mesta talar för att utlakningen kommer att fortgå i samma takt och med samma halter i minst ett par hundra år till. En naturlig minskning i de utlakade mängderna bedöms inte vara sannolik inom en snar framtid.

Med hänsyn till föroreningarnas farlighet, den nuvarande utlakningen, de stora upplagade mängderna i både sediment och avfall, skyddsvärdet för sjöarna nedströms, den höga känsligheten för området samt den risk som finns för kontinuerlig utlakning i ytterligare hundra till tusentals år måste Gladhammars gruvområde fortsättningsvis anses vara en mycket stor risk och placeras i riskklass 1. Riskerna är främst ekotoxikologiska, men i viss mån även humantoxikologiska. Den humantoxikologiska risken utgörs främst av de arsenikhaltiga avfallen som ligger lätt tillgängliga längs Tjursbosjöns strand. Ett inte otänkbart scenario för framtiden kan vara en kontinuerlig utlakning av metaller i ytterligare hundratals år. Detta kan komma att innebära att Tjursbosjön mätas och inte fortsättningsvis kan fungera som en eventuell metallfälla, vilket kan innebära att föroreningsplymen rör sig vidare ned genom sjösystemen. På detta sätt kommer främst Ekenässjön och Kyrksjön att påverkas. Dessa sjöar kan komma att hamna i ett tillstånd liknande Tjursbosjön idag, med höga metallhalter i både sediment och vatten.

De ågärder som kan övervägas omfattar dels ågärder för att begränsa de pågående utsläppen från gruvor och gruvavfall, dels sedimentsaneringar i Tjursbosjön och eventuellt också Ekenässjön. En efterbehandling av gruvområdet kan begränsa framtida utsläpp och förhindra ytterligare upplagring av föroreningar i recipienterna. Skall den konstaterade påverkan i Tjursbosjön avhjälpas krävs sannolikt också en sedimentsanering. Kostnaderna för efterbehandling av gruvområdet bedöms preliminärt kunna uppgå till totalt 20-35 Mkr, medan en efterbehandling som även omfattar en sedimentsanering i Tjursbosjön preliminärt bedöms kunna uppgå till to-

talt 230-240 Mkr. Underlag saknas dock för göra säkra bedömningar av såväl vilken effekt som kan erhållas med olika ågärder som vilka kostnader som är förknippade med ågärderna.

Ett antal undersökningar behöver genomföras för att ge underlag till en fördjupad riskbedömning och prioritering av ågärder. Dessa undersökningar omfattar bl.a. studier som kan besvara frågan om Tjursbosjön är en fälla eller en källa, studier av effekterna av metallpåverkan samt kartläggning av förutsättningarna för olika ågärder. Kostnaderna för dessa undersökningar beräknas till totalt cirka 6,9 Mkr, varav cirka 1,6 Mkr är ågärdsförberedande inför en eventuell muddring.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. <u>INLEDNING</u>	8
2. <u>HISTORIK OCH TIDIGARE GRUVVERKSAMHET</u>	8
3. <u>OMRÅDESBESKRIVNING</u>	9
3.1. <u>LOKALISERING OCH ALLMÄN BESKRIVNING AV GRUVOMRÅDET</u>	9
3.2. <u>NATURLILJÖ</u>	10
3.3. <u>BESKRIVNING AV TOPOGRAFI, GEOLOGI OCH GEOHYDROLOGI</u>	11
3.3.1. <u>Topografi</u>	11
3.3.2. <u>Geologi</u>	11
3.3.3. <u>Hydrologi och Geohydrologi</u>	12
4. <u>GRUVAVFALL OCH VITTRINGSPROCESSER</u>	14
4.1. <u>OXIDATION/VITTRING</u>	14
4.2. <u>BUFRINGSREAKTIONER</u>	16
4.3. <u>FASTLÄGGNINGSMEKANISMER</u>	16
5. <u>TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR</u>	17
5.1. <u>TIDIGARE KEMISKA UNDERSÖKNINGAR</u>	17
5.2. <u>TIDIGARE BIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR</u>	18
6. <u>KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR</u>	20
6.1. <u>UTFÖRANDE</u>	20
6.1.1. <u>Inventering</u>	20
6.1.2. <u>Provtagning</u>	22
6.1.3. <u>Lakförsök</u>	25
6.1.4. <u>Analys</u>	27
7. <u>RESULTAT</u>	29
7.1. <u>HYDROLOGISKA OCH GEOHYDROLOGISKA UNDERSÖKNINGAR</u>	29
7.2. <u>INVENTERING AV AVFALL</u>	30
7.3. <u>GEOKEMISKA UNDERSÖKNINGAR</u>	31
7.3.1. <u>Varp, slagg och vaskmull</u>	31
7.3.2. <u>Ytvatten</u>	36
7.3.3. <u>Grundvatten</u>	39
7.3.4. <u>Lakförsök</u>	44
7.4. <u>KVANTIFIERING AV LÄCKAGET FRÅN GRUVORNA UT TILL TJURSBOSJÖN</u>	53
7.5. <u>KVANTIFIERING AV LÄCKAGET FRÅN BEFINTLIGA AVFALLSUPPLAG</u>	54
7.6. <u>FÖRORENINGSTRANSPORT UT FRÅN TJURSBOSJÖN</u>	54
7.7. <u>LÅNGSIKTIG RISK FÖR FÖRORENINGSLÄCKAGE FRÅN GRUVOMRÅDET</u>	55
8. <u>RISKBEDÖMNING</u>	56
8.1. <u>HUVUDSAKLIGA FÖRORENINGAR OCH DERAS FARLIGHET</u>	56
8.2. <u>TILLSTÅNDSKLASSNING AV YT- OCH GRUNDVATTEN SAMT SEDIMENT</u>	56
8.3. <u>FÖRORENINGSNIVÅ OCH SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR</u>	60
8.4. <u>SPRIDNINGSVÄGAR OCH RECIPIENTER</u>	62
8.5. <u>KÄNSLIGHET/SKYDDSVÄRDE</u>	62
8.6. <u>SAMLAD RISKBEDÖMNING</u>	63

9.	<u>TÄNKBARA ÅTGÄRDER</u>	63
9.1.	<u>FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ÅTGÄRDER</u>	63
9.2.	<u>BEGRÄNSNING AV FÖRORENINGSTRANSPORTEN FRÅN GRUVORNA TILL SJÖN</u>	64
9.3.	<u>TÄNKBARA METODER FÖR OMHÄNDERTAGANDE AV AVFALL</u>	65
9.3.1.	<u>Moräntäckning</u>	66
9.3.2.	<u>Vattenöverdämning</u>	67
9.3.3.	<u>Förhöjd grundvattenyta</u>	68
9.3.4.	<u>Andra metoder</u>	69
9.4.	<u>TÄNKBARA ÅTGÄRDER FÖR TJURSBOSJÖN</u>	69
9.5.	<u>UPPSKATTADE KOSTNADER</u>	71
10.	<u>KVARSTÅENDE UNDERSÖKNINGSBEHOV</u>	72
10.1.	<u>GEOKEMISKA, OCH GEOFYSISKA UNDERSÖKNINGAR</u>	72
10.2.	<u>ÅTGÄRDSFÖRBEREDANDE UNDERSÖKNINGAR</u>	73
10.3.	<u>FÖRORENINGSTRANSPORT I RECIPIENTSYSTEMET</u>	74
10.4.	<u>EFFEKTSTUDIER</u>	74
10.5.	<u>SEDIMENTKARTERING</u>	75
10.6.	<u>ANSVARsutredning</u>	76
10.7.	<u>ÅTGÄRDSUTREDNING OCH KULTURMILJÖUTREDNING</u>	76
11.	<u>ANSVARSFÖRHÅLLANDEN</u>	77
12.	<u>REFERENSER</u>	78

BILAGOR

- Bilaga 1. Lithner och Hörnström, 2000, Utvärdering av biologiska förhållanden i metall – förorenade sjöar i Gladhammarområdet 1992-94 med användande av Bersbosjöar och opåverkade sjöar som jämförelsebas.
- Bilaga 2. Widström T. (2000) Fisksammansättningen i Tjursbosjön och Ekenässjön och påverkan påfisksammansättningen i Tjursbosjön.
-

1. INLEDNING

Miljöpåverkan från vittrande gruvavfall har varit känd länge. Modern brytning av malm och efterföljande anrikning av malm producerar främst två olika typer av avfall. Dessa avfallstyper är gråberg och anrikningssand. I äldre tider kallades dessa material varp och vaskmull. Gråberg eller varp är det material som bryts för att komma åt malmen samt det material som bortförs vid drivning av orter och schakt. Materialet innehåller ofta impregneringar av malmmineral. Anrikningssand eller vaskmull är den restprodukt som bildas efter krossning av malmen och utvinning av malmmineralen.

Det är dock endast sulfidmalmsgruvorna eller avfall innehållande sulfider som genom sin kemiska sammansättning kan generera surt och tungmetallhaltigt vatten. Sulfidmalmer innehåller basmetaller som bl.a. zink, koppar och bly i form av sulfider, exempelvis zinkblände (ZnS), kopparkis ($CuFeS_2$) och blyglans (PbS). Men sulfidmalm innehåller också andra oönskade sulfider, främst järnsulfider som magnetkis (FeS) och pyrit (FeS_2). Sulfidmineral är stabila i syrefria miljöer men instabila vid kontakt med syre. I en syrerik atmosfär oxiderar och vittrar sulfidmineralen och frigör tungmetaller och svavelsyra. Järnsulfider ger ett lågt pH, ej de andra sulfiderna.

Stora ansträngningar har fram till idag gjorts av gruvbolag, olika myndigheter och forskningsinstitutioner för att förstå de processer som sker i vittrande sulfidhaltiga avfall. Olika metoder har utvecklats och föreslagits som åtgärder för att förhindra bildningen av sura och tungmetallhaltiga lakvatten från gruvavfall. Täckning av avfallen med lågpermeabla material som exempelvis morän har länge testats. När stora gruvområden med stora mängder gråberg och anrikningssand ska efterbehandlas är detta dock ofta oekonomiskt och ibland omöjligt p.g.a. brist på bra täckningsmaterial. Vattentäckning är en metod som i dessa fall har föreslagits som ett bra och kostnadseffektivt alternativ. Detta har bl.a. undersökts av (Pedersen et al., 1994, 1997; Holmström och Öhlander 1999, 2000). Vattentäckning innebär att syretillförseln till avfallen minskar dramatiskt, dock inte helt.

Ofta kan tungmetallhalterna och surhetsgraden i lakvatten från gruvavfall bli betydande (t.ex. Alpers och Nordstrom, 1991). De tungmetallhaltiga och sura lakvatten som bildas vid vittring i gruvavfallen kan transporteras långa sträckor och förorena yt- och grundvatten samt slå ut hela ekosystem. Därför är det viktigt att undersöka och studera de platser där gruvdrift bedrivits för att kunna finna och åtgärda de platser där problem föreligger.

2. HISTORIK OCH TIDIGARE GRUVVERKSAMHET

Gruvorna vid Gladhammar tillhör de äldsta i Sverige. Första gången de omnämns är 1525 då järnmalm började brytas. En hytta för järnframställning byggdes ett år senare nere vid Torfallsån. P.g.a. det höga koppar och svavelinnehållet i malmen, som gjorde järnet sprött lades verksamheten ned efter några år.

Under 1560-talet påbörjades kopparbrytningen och ett kopparverk anlades. Även denna gång lades verksamheten ned efter några år. Nu p.g.a. dålig lönsamhet. Gruvorna låg sedan öde fram till 1621 då Holländare drev gruvorna. Kopparbrytningen pågick nu fram till 1655 då gruvorna åter läggs ned. Driften återupptogs 1738. Åter igen bröts kopparmalm. Mellan åren 1764 till 1773 så anlades stället S:t Pers Nyckel i Holländaregruvorna. Detta är utfört som ett sprängt dike, 271 meter långt och anlades för att dränera gruvorna. Verksamheten lades denna gång ned 1803.

År 1819 återupptas koboltutvinningen och pågår ända fram till 1826. Sedan var gruvorna nedlagda fram till 1870, då de åter börjar bearbetas. Driften pågick fram till 1891 med mindre uppehåll. Ett år senare, 1892, läggs även förädlingsverken ned. Senast brytning pågick var 1952-1953 då mindre försöksbrytning efter koboltmalm pågick.

1777 upptäcktes koboltmineral och kort därefter så började utvinningen av kobolt. Gladhammarfältet har bl.a. varit landets största fyndighet av koboltmalm. Den mest givande perioden var mellan 1875 fram till nedläggningen 1891 med en produktionstopp på 725 ton malm 1878. Man utvann under denna period både koppar och kobolt. Koppar anrikades till ca 40 % och kobolt till 6 %. Viss mängd kobolt smältes på plats vilket höjde kobolthalten till ca 15 %.

Man vet att mellan åren 1807 till och med 1892 utvanns 4260 ton koboltmalm (6 %-ig malm) motsvarande en koboltmetallproduktion av 256 ton. Kopparproduktionen från 1800-talets början och fram till nedläggningen var totalt ca 320 ton d.v.s. inte så betydande.

Enbart produktionen mellan åren 1807-1892 borde ha producerat en avfallsmängd, i huvudsak varp, på runt 71 000 ton, baserat på 6%-ig malm. Sannolikt var brytningen och produktionen under dessa år betydligt större än tidigare beroende på industrialismens framsteg. Den tidigare brytningen under 1500-1700-talen bör ha varit ganska liten och främst inriktad på rikare malm och således med mindre producerad avfallsvolym som följd. Den totalt producerade avfallsvolymer under hela driftsperioden uppskattas således till maximalt cirka 100 000 ton.

3. OMRÅDESBESKRIVNING

3.1. Lokalisering och allmän beskrivning av gruvområdet

Gladhammars gruvfält ligger cirka 12 km sydväst om Västervik, eller cirka 2 km väster om Gladhammar och Lunds by. Större delen av gruvorna ligger på en höjd, Kärringryggen, cirka 100-200 m från Tjursbosjön. Nedanför gruvorna går en vandringsled, Tjustleden, längs sjöstranden. Leden går alldeles bland de kvarlämnade avfallen. Området runt gruvorna och Lunds by (Gladhammars by) är ett populärt rekreativt område och är även ett riksintresse för kulturmiljön och kulturminnesskyddat. Området är dock inte klassat som ett riksintresse när det gäller friluftslivet.

Större delen av gruvfältet (främst Holländarefältet), se figur 2, sträcker sig längs en stor bergsrygg som kallas Kärringryggen. Gladhammars gruvfält är uppdelat på tre olika fält, i nordväst Ryssgruvefältet, 250 m längre sydväst Holländarefältet och längst i sydväst Sohlbergsfältet. Hela gruvfältet är ca 1,5 km långt och det lägsta djupet man har brutit på är 105 m. Den mest betydande brytningen har skett inom Holländaregruvan. Därifrån har också sprängts ett 271 meter långt schakt, avsett att dränera gruvan. Stollet kallas Sankte Pers nyckel och mynnar ca 100 m från Tjursbosjön där sedan en bäck leder vattnet till sjön.

En permanentbostad är belägen alldeles invid själva gruvområdet. I övrigt dominerar bostäderna av två till tre sommarställen inom en radie på cirka 1 km.

3.2. Naturmiljö

Området runt gruvorna domineras av barrskogsklädda områden, både hållmarkstallskog och barrblandskog, bitvis när dock odlad mark ända ned till Tjursbosjön. Mot Ekenässjön ökar in-slaget av lövträd.

Vattenvegetationen i Tjursbosjön är gles och utgörs mest av vass, sjöfräken, näckrosor och gäddnate. Längs stränderna växer oftast tall, björk, skvattram och pors (Holm, 1994 och 1996).

Ett par områden runt Tjursbosjön och Ekenässjön anses ha ett särskilt intresse för naturvården. Längs Tjursbosjöns strand, vid Smedjemåla, cirka 500 m från själva gruvområdet finns ett område på 1,3 ha med lövskog som anses ha ett högt naturvärde enligt Skogsvårdsstyrelsen. Ett annat område finns längs Tjursbosjöns sydvästra strand. Området är på 3,3 ha och är klassat som en nyckelbiotop enligt Skogsvårdsstyrelsen.



Figur 1. Fastighetskartan över Gladhammars gruvor. Copyright Lantmäteriet 2002-05-17. Ur Din Kar-ta ä

Nyckelbiotopen består av naturskog som domineras av barrträd och området innehåller värdefull kryptogamflora. Mellan Tjursbosjön och Ekenässjön finns ett sumpskogsområde, s.k. kärrskog, på 4 ha i naturvärdesklass 3 (ordinär sumpskog, sumpskog med vissa naturvärden).

Fiskgjuse har häckat vid Tjursbosjön och storlom häckar. Sjöns biologiska funktion som häckningslokal är bedömd som hög. Gädda och abborre finns i sjön medan vitfisk har dött ut och saknats sedan slutet av 1950-talet. Det är även troligt att glacialrelikta kräftdjur har funnits tidigare. Tjursbosjön anses vara en klass 3 sjö, d.v.s. ha ett ”skyddsvärde i övrigt” (Holm, 1994 och 1996).

Vegetationen runt Ekenässjön domineras av barrskog medan vattenvegetationen i huvudsak består av vass och näckrosor. I Ekenässjön finns glacialrelikta kräftdjur (*Mysis Relicta*). Även ett större våmarksområde finns, som enligt kommunen har ett högt bevarandevärde. I våmarken häckar bl.a. enkelbeckasin. Ekenässjön innehåller även flera olika fiskarter bl.a. gädda, abborre, mört, sarv, benlöja och braxen. Storlom häckar vid sjön. Även Ekenässjön anses vara en klass 3 sjö (Holm, 1994 och 1996).

Den huvudsakliga markanvändningen i området runt Tjursbosjön och Ekenässjön är skogsbruk. Mindre områden med jordbruksmark finns dock mellan Tjursbosjön och Ekenässjön. Jordbruksmarken dominerar runt Gladhammars by.

3.3. Beskrivning av topografi, geologi och geohydrologi

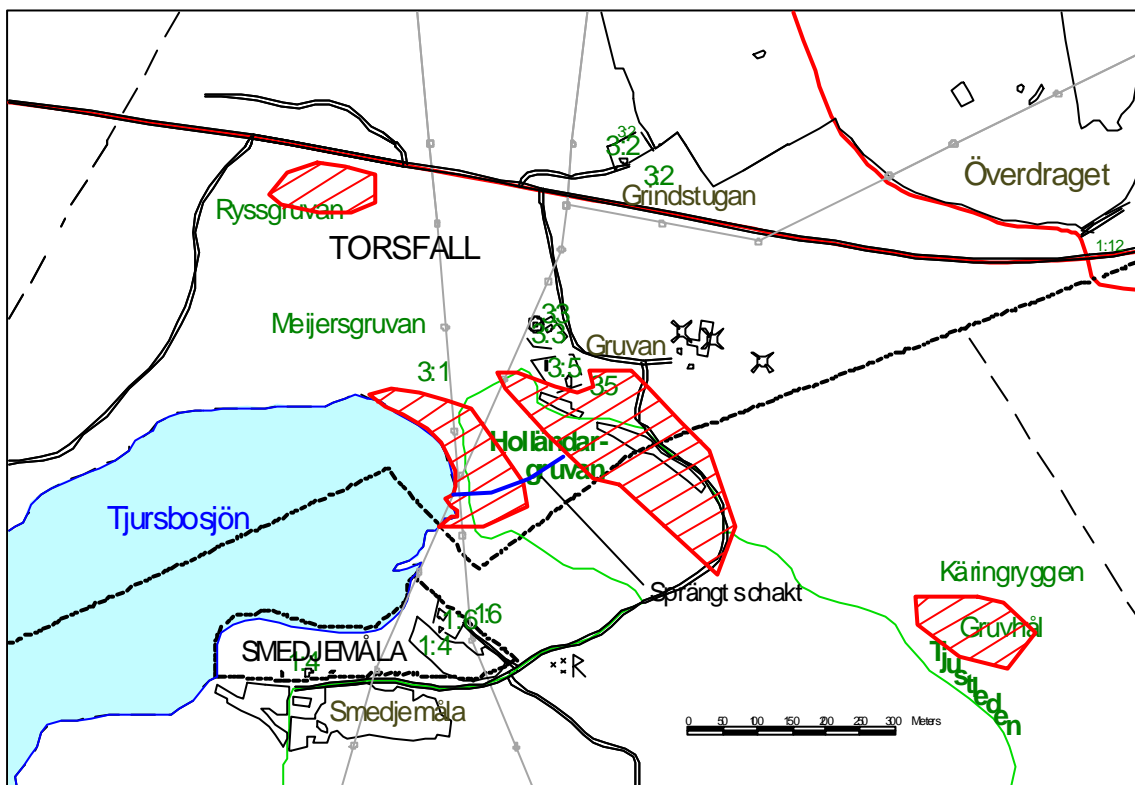
3.3.1. Topografi

Området öster om Tjursbosjön och norr om Ekenässjön karaktäriseras av höjdområdet Kärringryggen som medför en kuperad och sluttande terräng ned mot båda sjöarna. De högsta partierna på Kärringryggen ligger cirka 94 m.ö.h. Mot Tjursbosjön stupar berget brant från Kärringryggen, medan sluttningen mot Ekenässjön är mer flack. Även norr om Tjursbosjön sluttar terrängen relativt brant ned mot sjön. Omgivningarna runt Ekenässjön är flacka och hållar växlar med moränmark.

3.3.2. Geologi

Området vid Gladhammars gruvor ingår i Västerviksformationen som har sin utbredning från Västerviks skärgård till nordväst om Gamleby. Formationen består av främst kvartsit som är en omvandlad sandsten. Den är kraftigt veckad och olika former av ren kvartsit till fältspatsrika och leriga sandstenar förekommer. Kvartsiten i området har även inlagringar av amfiboliska bergarter, sannolikt äldre basiska lavar och gångar. Den malmförande zonen byggs till största delen upp av grovkornig kvartsit som lokalt har sin utbredning från nordväst om Fårhult mot ostsydost förbi Gladhammar kyrka. Själva mineraliseringen består av järn-, koppar- och koboltmalm. De mineral som förekommer, förutom pyrit (FeS_2), är framför allt kopparkis (CuFeS_2), koboltglans (CoAsS) och magnetit (Fe_2O_3). Vanligt förekommande är också andra sulfidmineral innehållande (förutom koppar, kobolt och järn) nickel, vismut och bly (Johansson och Willaredt, 1992). I övrigt påträffas även bornit (Cu_3FeS_4), linneit (Co_2S_4), zinkblände (ZnS), blyglans (PbS), molybdenglans (MoS_2) och olika sulfosalter, bl.a. innehållande vismut (Johansson, 1924, Tegengren, 1924, Welin, 1966). Gråberget innehåller främst kvarts, klorit, amfibol och biotit (Welin, 1966).

Jordarterna runt Gladhammars gruvor domineras av isälvsavlagringar bestående av främst sand, grus och sten (rullstensås). Inslag av ren morän, mestadels sandig finns även runt Smedjemåla. Stora partier av berg i dagen, främst kvartsit (se ovan) finns även. Främst längs Kärringryggen. Norr om Tjursbosjön övergår jordarterna till ren sand. Mellan Tjursbosjön och Ekenässjön dominerar ytligt berg (granit), lera och morän.



Figur 2. Karta över Gladhammarsgruvfält visandes de primära brytningsområdena där huvuddelen av allt avfall förekommer.

3.3.3. Hydrologi och Geohydrologi

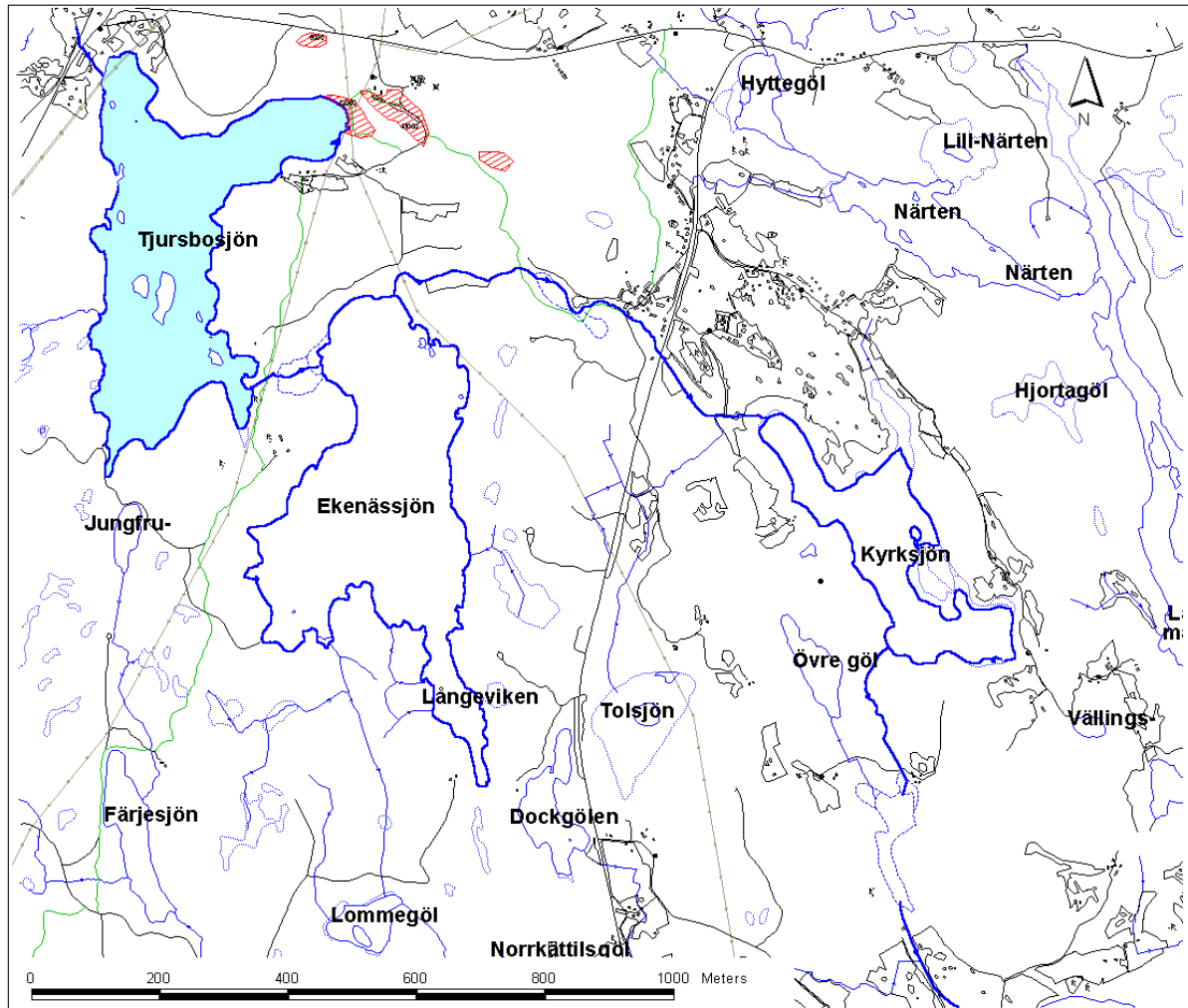
Årsmedelnederbörden under perioden 1961-1990 uppgick till 532 mm vid SMHI:s station i Västervik (SMHI, 1991). Den största nederbördsmängden faller normalt under sommar och höst. Mest nederbörd faller normalt under juli. Årsmedeltemperaturen för perioden 1961-1990 var +6,5°C och varmaste månaden är även den normalt juli. Under perioden december-februari ligger normalt temperaturen under 0°C och all nederbörd faller således som snö.

Årsmedelavrinningen uppskattas till mindre än 200 mm medan årsmedelavdunstningen för perioden 1961-1990 beräknad som differensen mellan nederbörd och avrinning ligger på mellan 400-500 mm (SMHI, 1994).

Eftersom fyndigheterna i Gladhammar främst ligger högt uppe på en sluttning utgör de till största delen ett inströmningsområde. Ytavrinning sker främst diffust ned längs bergsidorna ned mot Tjursbosjön eller vid högre flöden i mindre fåror strax norr och söder om Kärringryggen.

Tjursbosjön ligger överst i det vattensystem som är recipient för utsläppen från gruvområdet och är ursprungligen en källsjö. Den är relativt djup (25 m) och har lång omsättningstid (4,6 år). Sjön har en yta på cirka 1,22 km² och avrinningsområdet är cirka 10,12 km² (Johansson och Willaredt, 1992). Inom avrinningsområdet ligger större delen av alla gruvhåll och avfall.

Nedanför liggande sjöar i vattensystemet är i tur och ordning Ekenässjön, Kyrksjön och Maren.



Figur 3. Karta över Tjursbosjön och sjösystemet nedströms.

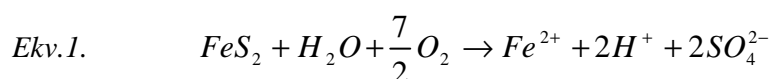
Tjursbosjöns utlopp är naturligt och rinner genom ett våmarksområde till Ekenässjön. Från Ekenässjön rinner vattnet via en bäck, till Kyrksjön. Denna bäck är fördjupad genom grävning. Från Kyrksjön sker vidare avrinning till Botorpsströmmens huvudfåra i Maren.

4. GRUVAVFALL OCH VITTRINGSPROCESSER

4.1. Oxidation/Vittring

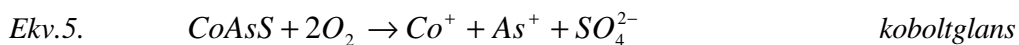
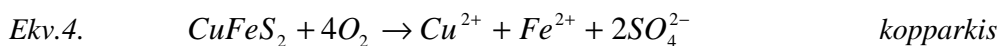
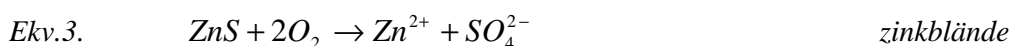
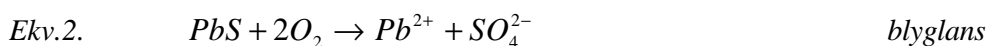
Oxidation innebär rent kemiskt en ökning av oxidationstalet på ett element eller förening genom att elektroner avgår. För oxidation krävs en oxidant. I naturliga miljöer är syre en av de vanligaste eftersom syre finns rikligt i atmosfären och luft men även löst i vatten. Oxidation av en metall kan exempelvis göras av vanlig rostbildning där noll-värd järn (Fe^0) eller "rent järn" i t.ex. plåt oxideras till tre-värd järn (Fe^{3+}) som sedermera bildar rost eller järnhydroxid genom utfällning. En oxidation innebär även ofta att elementet eller föreningens egenskaper förändras t.ex. så faller tre-värd järn ut som järnhydroxid i naturliga miljöer medan tvåvärd järn kan stanna i lösning under en längre tid.

I sulfidmalmer förekommer de önskvärda metallerna som koppar, zink, kobolt m.m. i förening med reducerat svavel, sulfid (S^{2-}), d.v.s. sulfidmineral. Problemet med detta är att sulfid endast är stabilt i reducerande miljöer. I vardagstal kan reducerande miljöer liknas vid syrefria miljöer, t.ex. nere i jordskorpan eller i en myr. Vid brytningen och den efterföljande krossningen och anrikningen kommer luftens syre i kontakt med det reducerade svavlet i det bildade avfallet. Sulfiden oxideras upp till sulfat (SO_4^{2-}). Detta kan exemplifieras med *Ekv.1.* som visar hur sulfidmineralet pyrit eller svavelkis oxideras.



Denna oxidation av svavlet medför att vätejoner och sulfat produceras, d.v.s. svavelsyra.

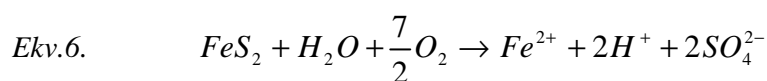
Vid brytningen av malm bildas som tidigare nämnts avfall som varp och vaskmull. I varpen finns alltid rester, både i mindre och större mängd, av både de önskvärda malmineralerna och "skräpmineralerna". Dessa skräpmineral domineras oftast av pyrit (FeS_2) och magnetkis (FeS). Oxidation av andra vanliga malmineral kan exempelvis göras med följande ekvationer:



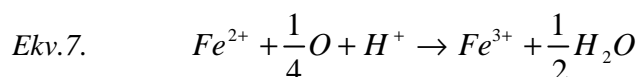
Ekvationerna visar att oxidation av dessa sulfidmineral inte producerar syra (H^+). Däremot frigörs tungmetaller.

Det klart vanligaste sulfidmineralet i både varp och anrikningssand är dock nästan alltid pyrit (FeS_2). Innehållet av pyrit kan vara betydande och i modern anrikningssand är det inte ovanligt med innehåll på upp till 20 %. Pyrit är ett i stort sett oönskat mineral som endast finner användning vid tillverkning av svavelsyra. I övrigt är det enbart ett icke-önskvärd mineral som medför miljöproblem vid vittring. Eftersom pyrit oftast är det dominerande sulfidmineralet i gruvavfall är det viktigt att förstå hur detta mineral beter sig.

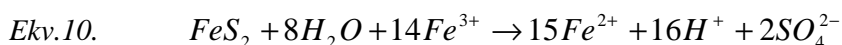
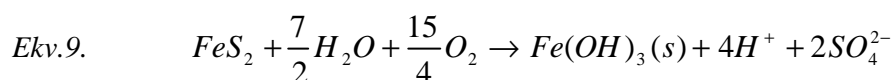
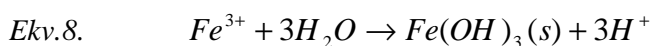
Följande reaktionssteg kan ske vid pyritvittring:



Ekv.6. kan anses vara det initiala steget där pyrit bryts upp, svavlet oxideras upp till sulfat genom syrets och vattnets inverkan. Slutprodukten blir reducerat järn, sulfat och syra (H^+).



I *Ekv.7.* oxideras järnet vidare till tre-värt järn. Denna reaktion sker långsamt i sura miljöer och anses vara den begränsande reaktionen vid pyritvittring (Singer och Stumm, 1970). Reaktionen katalyseras dock kraftigt av bakterier, främst *Acidithiobacillus Ferrooxidans* (Ahonen och Tuovinen, 1989). Bakterien föredrar sura miljöer och har ett pH optimum runt 4.



Ekv.8. visar hur tre-värt järn hydrolyseras till järnhydroxid (i vardagstal rost) och bildar järnutfällningar. Denna reaktion producerar betydligt mer syra jämfört med t.ex. *Ekv.6.*, tre mol syra produceras per mol järn. Denna reaktion ses tydligt i områden med vittrande gruvavfall.

Ekv.9. kan ses som en summareaktion för *Ekv. 6-8.* Reaktionen kan ske där tillgången till syre är god och där järnutfällning sker. Detta kan t.ex. förekomma i randzonerna eller i ytan av ett vaskmullsupplag där syretillförseln är god.

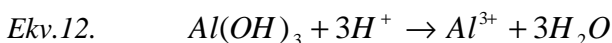
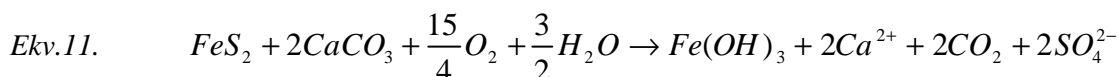
Det är dock inte enbart syre som kan fungera som ett oxidationsmedel och oxidera sulfider. Även trevärt-järn kan ha den funktionen vilket visas av *Ekv. 10.* Här sker en mycket stor produktion av syra. Hela 16 mol syra produceras per mol pyrit. Denna reaktion kan t.ex. ske i miljöer där tillgången på trevärt-järn är god. Som nämnts tidigare bildas trevärt-järn genom mikrobiell katalys. Lösligheten för trevärt-järn är dock mycket dålig vid högre pH. Ahonen och Tuovinen (1995) rapporterade försumbara halter av trevärt-järn vid $\text{pH} > 2,5$ och förklarade detta med utfällning av järnhydroxid (förslagsvis mineralet Schwertmanit). Detta inses även av *Ekv.8.* Detta innebär att reaktionens betydelse minskar vid pH mellan 3-5 vilket är vanliga pH i gruvmiljöer.

4.2. Buffringsreaktioner

Olika buffringsmekanismer är viktiga i gruvavfall. Även i naturen är de viktiga. Buffring av naturliga syror som humussyror och kolsyra ger upphov till den naturliga vittringen av bergarter och mineral och förklarar till stor del de naturliga bakgrundshalterna av olika ämnen i naturliga vatten.

P.g.a. att syraproduktionen oftast är så snabb och kraftig i gruvavfall är karbonatmineral mycket viktiga för upprätthållandet av pH. I karbonathaltiga avfall kan pH ligga runt 7-8 fast andelen sulfidmineral i avfallen är mycket högt (ex.vis Holmström et al., 1999). Buffring av syra sker i olika steg. I varje steg sänks pH. Först sker buffringen av karbonater. Efter det börjar olika α -idhydroxider som järn och mangan buffra. pH sjunker då ofta ned mot 3-4. Sist buffrar silikater d.v.s. vanliga bergartsbildande mineral som kvarts, fältspater och olika lermineral. Buffertkapaciteten för silikatmineralen är ofta betydligt högre än den totala vittringskapaciteten för sulfidmineralen i avfallen. Trots detta sjunker pH till mycket låga värden, vanligen under 3. Detta p.g.a. att silikatbuffringen är mycket långsam.

Buffring av syra kan exemplifieras med följande ekvationer:



Ekv.11. beskriver hur pyrit vittrar och hur buffringen sker via upplösning av kalciumkarbonat (kalcit). Resultatet är utfällning av järnhydroxid och löst kalcium, sulfat och koldioxid. I *Ekv.12.* löses lermineralet gibbsit upp och ger löst aluminium medan *Ekv.13.* beskriver hur mineralet anortit (fältspat) buffrar med resultatet att lermineralet kaolinit bildas.

4.3. Fastläggningsmekanismer

Olika fastläggningsmekanismer är viktiga när det gäller kontrollen av metaller både i naturen och när det gäller gruvavfall.

De huvudsakliga mekanismerna är:

1. adsorption, d.v.s. metaller fastnar på ytor t.ex. tungmetaller som fastnar på olika minerals partikelytor,
2. absorption eller samutfällning d.v.s. metaller som inkorporeras i nybildade mineral t.ex. tungmetaller som samutfälls tillsammans med järnhydroxid samt
3. bildning av sekundära mineral t.ex. kopparsulfat (chalcantit) eller kalciumsulfat (gips).

Sorptionsprocesser och utfällning/upplösningprocesser har en stor inverkan på de lösta ämnens transport inne i avfallen och även i yt- och grundvatten. När det gäller (1) och även (2) så styrs processerna av främst partikelyornas egenskaper samt även lakvattnets kemiska sammansättning. Adsorption av både katjoner d.v.s. positivt laddade joner, ofta metaller som Cu^{2+} , Zn^{2+} , Co^+ m.m. och anjoner, t.ex. sulfat, arsenat och fosfat (SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , AsO_4^{3-}) är beroende av pH.

Oftast så gynnas adsorptionen av positivt laddade joner av ett högt pH medan negativt laddade joner gynnas av ett lågt pH. Detta är ett av skälen till att höga halter av lösta tungmetaller kan uppmätas runt och i gruvavfall. pH är helt enkelt för lågt för att möjliggöra en effektiv adsorption av metallerna. Generellt sett så innebär pH under 3-5 att de flesta tungmetaller kvarstår i lösning och inte fastläggs (Kinniburgh och Jackson, 1981). De flesta katjoner och anjoner har dock en god adsorptionsförmåga vid neutrala pH. Adsorption och absorption styrs även av mineralytornas egenskaper t.ex. den specifika ytan som i stort sett kan anses vara ett mått på antalet "platser" där jonerna kan "fastna". Ju större yta desto fler platser. Lermineral och framförallt rostutfällningar (järnhydroxid) är kända för att ha stora ytor och således ha en stor potential för att fördröja eller förhindra att joner sprids vidare (t.ex. Kooner, 1993; Howell och Bruce; 1995, Coston *et al.*, 1995; Düker *et al.*, 1995).

Olika metaller adsorberas även olika lätt till olika mineral. Kinniburgh *et al.* (1976) nämner t.ex. att följande är en vanlig sekvens när det gäller adsorption till järnhydroxid; Zn>Ni>Co>Sr>Mg, d.v.s. zink fastläggs mest medan magnesium fastläggs minst.

Om halterna av olika joner blir tillräckligt höga kan s.k. sekundära mineral bildas och falla ut. Allmänt kan det sägas att svårslösliga mineral som t.ex. järnhydroxid inte kräver alltför höga halter för att falla ut medan lättlösliga salter som t.ex. kopparsulfat kräver höga halter för att bildas. Några av de vanligaste sekundära mineralen i gruvavfall är olika typer av järnhydroxid (t.ex. götit, schwertmanit). Järnhydroxiderna har den karaktäristiska gul-röda färgen som är vanlig på vittrande gruvavfall. Jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) är ett annat vanligt mineral som oftast har en gulaktig färg. Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) är ett vanligt mineral där löst kalcium finns i riklig mängd. Andra mineral som kan påräffas är t.ex. anglesit (PbSO_4), chalcantit ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) och melanterit ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) (t.ex. Alpers *et al.*, 1994).

5. TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

5.1. Tidigare kemiska undersökningar

1992 "Metallutlakning från Gladhammar gruva – påverkan på nedströms belägna sjöar" (Johansson och Willaredt 1992). Ytsedimentprover (0-5 cm) togs på 4-8 stationer i varje sjö och på varierande djup. Proverna togs på ackumulationsbottnar med en sedimentprovtagare av typen Enell. De översta fem cm i varje sedimentpropp avlägsnades för vidare analys. Analys av sedimentproppar skedde m.a.p vattenhalt, glödförlust samt metallerna koppar, kobolt och bly. Vattenprover togs vid två punkter i varje sjö. Vid varje punkt togs två prov, ett på en meter djup och ett cirka en meter över botten. För att undersöka hur långt ner i sjösystemet en eventuell metalltransport skett och för att få en avgränsning för sedimentundersökningar togs vattenprover långt ner i sjösystemet. Fortsatta analyser begränsades till de fyra övre sjöarna i systemet, Tjursbosjön, Ekenässjön, Kyrksjön och Maren. Proverna togs från bå under april, maj 1992. Undersökningarna visade följande huvudsakliga resultat

Halterna av koppar i vatten var 77, 20 respektive 10 $\mu\text{g/l}$ i de tre översta sjöarna i systemet (Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön). Halterna av koppar i sedimenten var 8630, 1423 respektive 557 mg/kg TS i samma sjöar. I en tillståndsbeskrivning enligt **SNV allmänna råd 90:4** bedömdes detta som en mycket stark påverkan i alla tre sjöarna, både för vatten och sediment. I sjön Maren som är

nästa sjö nedströms bedömdes påverkan utgående från halterna i vatten som stark i den norra delen men ingen eller obetydlig i den södra delen av sjön. I sediment var påverkan däremot tydlig i hela sjön.

Påverkansgrad m.a.p kobolthalter i vatten var enligt undersökningarna mycket hög i Tjursbosjön, men ingen eller obetydlig i de nedströms liggande sjöarna medan påverkan i sediment bedömdes som mycket stark i Tjursbosjön och stark i Ekenässjön och Kyrksjön.

Påverkansgraden av bly i Tjursbosjön var tydlig i vatten och mycket stark i sediment. I de nedströms liggande sjöarna (Ekenässjön och Kyrksjön) bedömdes blypåverkan i sediment som tydlig i de nedströms liggande sjöarna.

Metalltransporten beräknades genom att multiplicera årsavrinningen med metallhalt. Naturliga halter beräknades med ledning av **SNV allmänna råd 90:4**. Det antropogena tillskottet av koppar bedömdes vara mycket stort, 99, 96, 93 % i de tre översta sjöarna. Även för kobolt och bly var det antropogena tillskottet stort, framförallt i Tjursbosjön, 97 % (kobolt) respektive 80 % (bly).

I absoluta mängder rörde det sig om cirka 175 kg koppar, 33 kg kobolt och 4,5 kg bly som transporteras ut ur Tjursbosjön per år.

Man bedömde att vattnet från stollgången (gruvvatten) troligtvis står för större delen av metalltillförseln till sjösystemet.

5.2. Tidigare biologiska undersökningar

2000 Lithner och Hörnström, 2000, "Utvärdering av biologiska förhållanden i metallförorenade sjöar i Gladhammarområdet 1992-94 med användande av Bersbosjöar och opåverkade sjöar som jämförelsebas".

Denna undersökning sammanställdes inför den första förstudien för Gladhammars gruvfält och bygger på data insamlade mellan 1992-1994. Resultaten visade på att både bottenfauna och plankton är starkt påverkade av metallhalterna i Tjursbosjön.

Artantalet för växt- och djurplankton var i undersökningen 75 % respektive 50 % lägre jämfört med opåverkade sjöar. Bottenfaunans biomassa var mycket låg på grunda mjukbottnar, sannolikt är även här metallhalterna den bidragande orsaken. Artrikedomen för bottenfauna var även den låg.

Bedömningen var att det främst var de höga kopparhalterna och kobolthalterna som är orsaken till dessa effekter. Koppar i fri form har generellt en hög giftighet och kan påverka plankton, bottendjur, fiskar och även nedbrytningen av organiskt material. Även kobolt kan vara toxiskt för ryggradslösa djur.

De biologiska effekterna i Ekenässjön befanns inte vara påtagliga i undersökningen. Lithner och Hörnström menade att detta likväl kunde bero på den sparsamma provtagningen. Fullständiga resultat redovisas i bilaga 1.

- 2000 Widström, 2000, "Fisksammansättningen i Tjursbosjön och Ekenässjön och påverkan på fisksammansättningen i Tjursbosjön"
- Denna undersökning ingick även den som en del i den första förstudien. I studien ingick även provtagning för bestämning av fosfor, pH och syrehalt i vattnet samt en mindre dietstudie. Resultaten visade främst på att ingen vitfisk (exempelvis mört och sutare) förekommer i Tjursbosjön. Vitfisk påträffades däremot i Ekenässjön. Livslängden på abborre i Tjursbosjön bedömdes vara lägre och att förekomsten av parasiter i tarm och lever var större jämfört med Ekenässjön. Resultaten från dietstudien liknade de som Lithner och Hörnström (2000) visat på d.v.s. att artrikedomen för plankton och bottenfauna är lägre i Tjursbosjön.
- Sammanfattningsvis bedömdes skillnaderna bero på den höga metallbelastningen i Tjursbosjön.
- Sammanställningen från Widströms undersökningar redovisas i bilaga 2.
- 1999 Hörnström, 1999, 'Phytoplankton in Swedish oligotrophic lakes, affected by acidification, metals and liming'.
- Resultat från planktonundersökningar i bl.a. Tjursbosjöns vattensystem och utvärderingar av påverkan på plankton av höga metallhalter redovisas i denna doktorsavhandling som också redovisar ett resultat från toxicitetstester med grönalgen *Selenastrum capricornutum*.
- Den relativa tillväxten av *Selenastrum capricornutum* undersöktes i vatten från Tjursbosjön, Ekenässjön m.fl. gruvpåverkade sjöar med olika tillsatser av koppar. I vatten från Tjursbosjön var tillväxten mycket dålig i jämförelse med de andra sjöarna. Redan utan någon extra tillsats av koppar var tillväxten i princip obefintlig i vattnet från Tjursbosjön. Intressant var att tillväxten i Ekenässjön var bättre än förväntat med tanke på de höga halter av koppar i vatten som uppmätts i sjön.
- 1999 Kinsten, 1990, "Inventering av glacial-relikta kräftdjur i Kalmar län 1986".
- Denna undersökning visar att glacial-relikta kräftdjur (*Mysis Relicta*) saknas i Tjursbosjön. Detta antogs bero på metallförorening.
- Att *Mysis* relikta saknas i Tjursbosjön indikerades också i den dietstudie som utfördes i samband med provfiske år 2000, se bilaga 2. Däremot fanns kräftdjuret med i dieten hos abborrar i Ekenässjön som är nästa sjö i avrinningsområdet.
- 1988 Miljö- och hälsoskyddsnämndens § 43 1988. "Redovisning av kvicksilveranalys av fisk från Ekenässjön och Tjursbosjön"
- Ankarsrums sportfiskeklubb fångade våren 1989 gäddor i sjöarna. Kviksilver från ryggmuskulatur analyserades med följande resultat:

<u>Resultat</u>	<u>Vikt (gr)</u>	<u>Längd (cm)</u>	<u>Hg (mg/kg)</u>
Tjursbosjön	1540	63	0,45
	1290	67	0,73
	1500	66	0,66
	2200	76	0,88
	2070	78	0,93
Ekenässjön	925	52	0,13
	1000	60	0,15
	80	51	0,13
	1680	66	0,22

Bakgrundshalterna för kvicksilver i fisk i Sverige ligger på 0,22 mg/kg men varierar starkt inom landet. Ett tidigare gränsvärde för s.k. svartlistning av sjöar var 1 mg /kg. Numera rekommenderar livsmedelsverket ett begränsat intag av insjöfisk (gädda, abborre, gös och lake). Gravida kvinnor bör helt avstå från att äta insjöfisk. Gädda och abborre fångad i Tjursbosjön kan alltså ätas cirka en gång i veckan med undantag för gravida kvinnor.

6. Kompletterande undersökningar

6.1. Utförande

6.1.1. Inventering

Inventeringen av avfallen har omfattat avfallens lokalisering inom gruvområdet och mängderna av olika avfallsslag (slagg, varp och vaskmull samt lakrest). Vid inventeringen har befintliga flygfoton och kartor använts som hjälpmedel. Intressanta öppningar i terrängen där växtligheten är dålig har bestäms utifrån kartmaterialet. Dessa områden har besöks och undersökts i fält. En allmän kringvandring runt gruvhålen och de kända brytningsplatserna har även genomförts. De områden där avfall påträffats har mätts in med GPS (ungefärlig centralpunkt). Totalt undersöktes 31 delområden med varp och gråberg. Delområdena bestod generellt av mindre närbelägna avfallshögar. Till detta studerades två områden med slagg (exklusive två provgropar), ett område nere vid Tjursbosjön samt ett område uppe vid själva brytningsområdet och dagbrotten. Fem provgropar grävdes i vaskmullen/lakresten belägen vid stranden vid Tjursbosjön.

Vid inventeringen av varp och gråberg har de enskilda avfallshögarna okulärt besiktats med avseende på

- Utseende och styckefall d.v.s. kornstoleksfördelningen. Storleken på ett antal varpstycken (20 st) har uppskattats med linjal och måttband och registrerats. Blockens kantighet har uppskattats. Stora kantiga block antyder att materialet kan ha sprängts bort. Små varpstycken kan antyda att varpen sorterats för hand.
- Bedömt sulfidinnehåll – enskilda provbitar av varp (20 st per hög) har slagits sönder och sulfidinnehållet bedöms grovt för varje stycke med hjälp av syn, förstoringsglas eller lupp (direkt i fält). En skala på 1-3 har använts:
 1. Där inga eller obetydligt med sulfider finns i provet.

2. Där sulfider förekommer mer spridda i provet.
 3. Där förekomsten av sulfider är hög d.v.s. liknande malm.
- Om möjligt har ingående sulfidmineral bestämts.
 - Bedömd vittringsgrad - graden av missfärgning och disintegration (vittring) har bedömts på 20 varpbitar per upplag enligt en skala (direkt i fält). För att bedöma vittringsgraden har en skala på 1-5 använts:
 1. Helt opåverkat material. Inga synbara röda, bruna eller gula utfällningar. Tydliga sulfidmineral kan finnas i provet.
 2. Mindre vittrat material. Endast mindre missfärgningar finns. Provet uppvisar ingen disintegration och sulfidmineral kan finnas i provet.
 3. Något vittrat material. Missfärgningarna är tydliga och täcker stora delar av provet. Ingen eller endast liten disintegration av provet. Eventuella sulfider är missfärgade.
 4. Vittrat material. Missfärgningarna täcker större delen av provet och kan även gå mot djupet. Delar av provet uppvisar tydlig disintegration. Eventuella sulfider är missfärgade.
 5. Mycket vittrat material. Provet är helt täckt av missfärgningar, provet är till stora delar under disintegration. Delar av provet smulas lätt sönder vid slag med hammare. Inga sulfider finns kvar.

Vaskmullen och lakresterna har vid inventeringen besiktigas med avseende på

- Utseende och karaktär. Kornstorleken har grovt uppskattats enligt följande:
 - Ler <0,002 mm
 - Silt 0,002-0,06 mm
 - Finsand 0,06-0,2 mm
 - Mellansand 0,2-0,6 mm
 - Grov sand 0,6-2 mm
- Färgen på materialet har beskrivits (rött, gult, grått)
- Utbredning och volym. Utbredningen har uppskattats med måttband och visuellt. Djupet har grovt bedömts genom provgrovsgrävning med spade.
- Vittringsdjup.

Slaggen har undersökts med avseende på

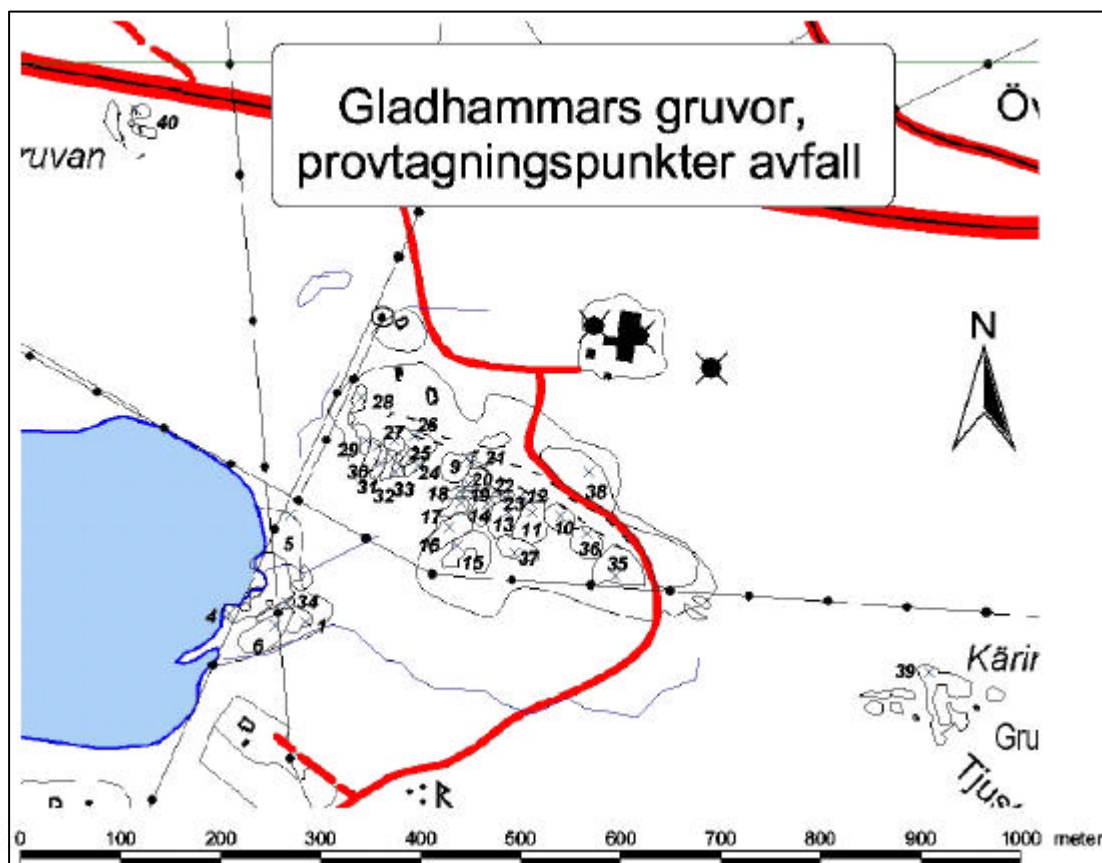
- Utseende och form.
- Graden av blåsighet har uppskattats (mycket-liten), rester av kolbitar i slaggen (ingånågra-mycket), rester av bergartsfragment (ja-nej). Graden av nedbrytning har uppskattats (ej vittrad-vittrad).
- Storlek. Storleken har uppskattats genom mätning av ett antal slaggbitar (ca 10-20 st) med måttband eller linjal.

6.1.2. Provtagning

Den kemiska provtagningen har omfattat grundvatten, stollgången vilken dränerar gruvan, Tjursbosjöns utlopp samt de olika gruvavfallen (varp, vaskmull/lakrest och slagg). Till detta har även en inventering av de olika avfallen genomförts bl.a. med avseende på mängd, vittringsgrad, styckefall och sulfidinnehåll enligt ovan.

Grundvatten

Totalt 11 st grundvattenrör (63 mm PEH), varav två referensrör, installerades under perioden 26-27 november 2001 genom foderrörborrning s.k. ODEX-borrning. Alla grundvattenrör (rör-toppar) har mätts in enligt Koordinatsystem 63:15, 2,5 GON Smålandsregionen, höjdsystem RH 70 och de absoluta grundvattennivåerna har beräknats. Innan provtagningen av grundvattenrören påbörjades fick alla rör stå under en period av cirka tre veckor. Under perioden tömdes grundvattenrören ett flertal gånger.



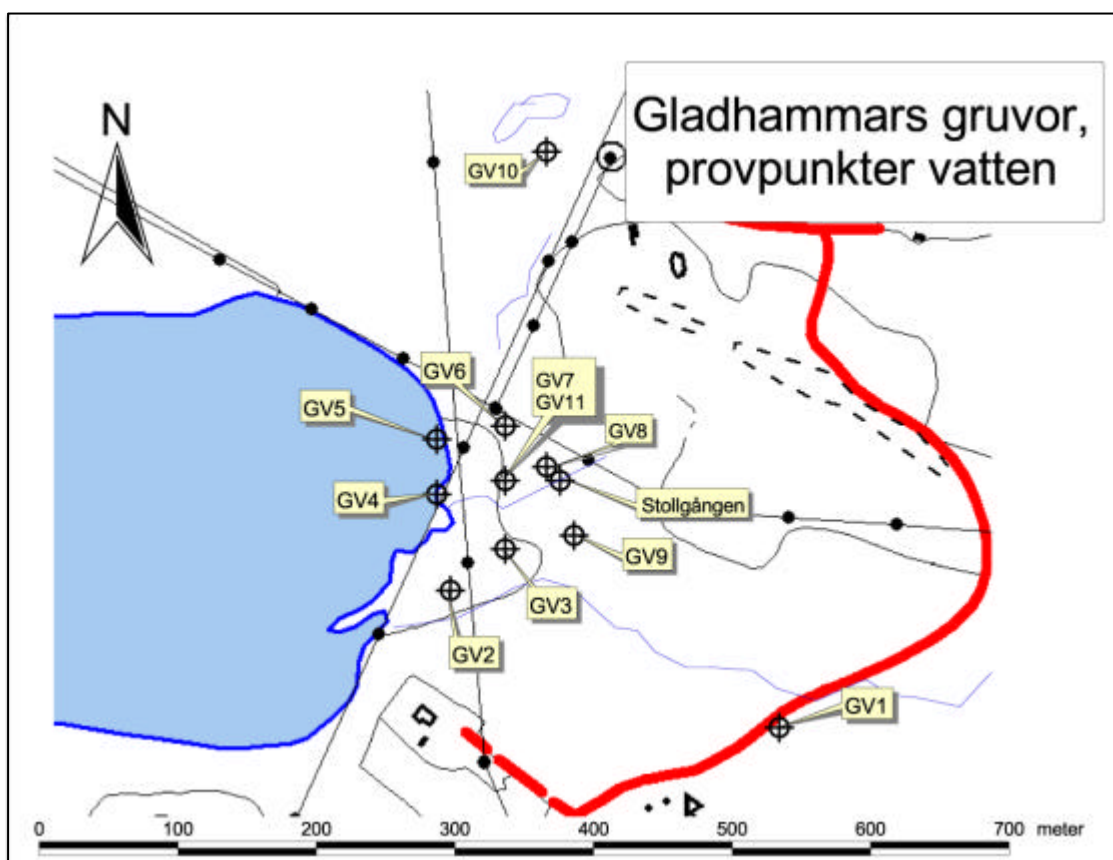
Figur 4. Figuren visar uppdelningen i delområden som använts vid inventeringen. Provtagning av avfall har genomförts i alla delområden.

Provtagning av grundvattenrör har genomförts varje månad under perioden 14 december 2001 fram t.o.m. den 1 oktober 2002 (totalt 9 provtagningsomgångar). Alla provtagningsomgångar startade med att grundvattennivåerna mättes i alla rör. Rören omsattes sedan genom användning av en dränkbar pump och slang innan provtagningen genomfördes.

Vid provtagningen användes separata bailers (GEAWellTech Engångsbailer 40 mm) för varje rör för att undvika korskontaminering.

Stollgång

En mätträna (överfall) konstruerades och byggdes direkt vid stollgångsöppningen. Med hjälp av denna ränna mättes flödet varje vecka under perioden 14 december 2001 fram t.o.m. den 1 oktober 2002 (totalt 43 provtagningsomgångar). I samband med flödesmätningar provtogs även stollgångsvattnet. Proverna har omfattat både filtrerade metallprover (varje vecka) samt ofiltrerade prover (en gång i månaden). I stort sett har vattenprover skickats in för analys varannan vecka.



Figur 5. Figuren visar lokaliseringen av grundvattenrör samt provtagningspunkten för stollgången.

Utloppet Tjursbosjön

Vid Tjursbosjöns utlopp har sjöns nivåförändring uppmätts genom en installerad spik. Sjöns nivåförändring har mätts relativ denna spik varje vecka. Spikens absoluta höjd har sedan bestämts genom avvägning enligt höjdsystem RH 70 och de absoluta nivåförändringarna beräknats.

Vattenprovtagning har genomförts vid utloppet varje vecka (totalt 41 provtagningsomgångar). Vid provtagningen har prover tagits cirka 2 dm under vattenytan för att undvika kontaminering

av eventuell ytfilm. Prover för analys (filtrerade prover) har generellt skickats in varannan vecka.

Provtagning av avfall

Varp

Representativ provtagning av varp och annat grovkornigt avfall som slagg är en utmanande uppgift. Vaskmull brukar generellt vara mer homogen till sin sammansättning vilket innebär att inte samma problem finns. Vittringsbenägenheten och även den kemiska sammansättningen skiljer sig mycket beroende på kornstorleken. Mindre fraktioner har en större specifik yta vilket innebär att oxidationen och utlakningen från ett sådant material är större. Sulfidmineral är också relativt spröda vilket innebär att de finare fraktionerna mycket väl kan ha ett högre metallinnehåll. Således är det viktigt att studera inte bara de större varpfraktionerna utan även de mindre.

För att säkerställa en god representativitet när det gäller analyser behövs i storleksordningen ett femtio till hundratal analyser och lakförsök för att kunna beräkna representativa haltmedelvärden och medelvärden på utlakning. Det var dock i detta skede orimligt, både tids- och kostnadsmässigt att genomföra och utföra alla dessa analyser och lakförsök. I stället har ”medelvärdet” för de olika avfallen konstruerats redan i fält genom styrning av provtagningen d.v.s. genom provtagning av s.k. sammanslagningsprov. Från alla delområden samlades samlingsprover in vardera bestående av material från 20 st slumpmässigt utvalda varpstycken. Bitar knackades loss och lades i plastpåsar. Vid provtagningen fokuserades det på fraktionen i knyt-nävsstorlek och större. Några prover togs även på sand/grusfraktionen. Totalt togs 31 enskilda sammanslagningsprov (varje bestående av 20 delprov) på den större fraktionen samt sju prover från den mindre. Varje prov bestod av cirka 2-3 kg material. Av detta material sammanställdes sedan ett sammanslagningsprov (uppskattat medelvärde för all varp i Gladhammar) på varp bestående av malt material från alla insamlade prover.

Fyra specialprover på varp har även tagits. Ett antal större varpstycken valdes ut (20 st). Varpstyckena var inte helt genomvittrade, dock var de täckta av en vittringshud och med relativt opåverkat material inne i proven. Två av specialproverna togs för att bestämma medelvärdet för vittrat material. På alla insamlade varpstycken knackades så mycket vittrat material som möjligt loss. Detta material blandades, i en hink och samlades upp. De andra två specialproverna togs för att bestämma medelvärdet för ovittrat material genom att samma varpstycken rensades från vittrat material. Efter detta knackades relativt färskt ovittrat material av och samlas upp i en hink. Sedan togs två prover på samma sätt som tidigare för bestämning av medelhalten på ovittrat material.

Vaskmull/lakrest

I de områden där vaskmull och lakrester påträffades togs prover både i ytan och cirka 0,5 m ned genom provgrovsgrävning (totalt 8 prover). Detta för att försöka få ett vittrat prov samt ett prov antingen ovittrat eller åminstone mindre vittrat. Proverna samlades upp i plastpåsar. Varje prov bestod av cirka 2-3 kg material.

Ett sammanslagningsprov (medelvärde på vaskmull/lakrest) skapades även här genom att malda delprover (totalt 6 prover) blandades.

Slagg

Både ytlig och djupare belägen slagg provtogs, främst vid Tjursbosjöns strand, men även slagg belägen på bergsryggen ovan Tjursbosjön provtogs (totalt togs 4 prover). Detta för att möjliggöra jämförelse mellan ytprov som är mer vittrade och utsatta av väder och vind samt djupare mer opåverkad slagg. Alla proverna samlades upp i plastpåsar. Varje prov bestod av cirka 2-3 kg material.

Ett sammanslagningsprov (medelvärde på slagg) skapades genom att malda delprover av slagg (totalt cirka 44 prover inklusive 40 från inventeringen) blandades (se även beskrivning under *varp*).

6.1.3. Lakförsök

Särskilda lakförsök har utförts med syftet att visa på ett antal viktiga förhållanden:

- Vilka lakvattenhalter som bör kunna förväntas på kort sikt
- Hur stora metallmängder som totalt kan förväntas lakas ut ur materialen (på lång sikt)
- Om avfallen kan oxidera ytterligare och i så fall dess betydelse för utlakningen på sikt
- Om avfallen producerar sura lakvatten

Totalt har fyra olika typer av laboratorieförsök utförts. Totala-tillgänglighetsförsök-oxiderad (en modifiering av de mer standardiserade totala-tillgänglighetsförsöken), Humidity Cell eller fukt-kammarförsök (Sobek *et al.*, 1978; British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1989) och sekventiell lakning enligt Hall *et al.*, (1996a, 1996b) har utförts på samlingsprover bestående av varp, slagg och vaskmull/lakrest. Till detta har även ABA (acid-base accounting) eller syra-basräkning utförts på 10 separata prover inklusive samlingsprover av varp, slagg och vaskmull/lakrest (totalt sex varp, tre vaskmull/lakrest och ett slaggprov). Fuktkammarförsöken har utförts av Västerviks kommun medan syra-bas-räkningen och den sekventiella lakningen har utförts vid Avdelningen Tillämpad Geologi, Luleå Tekniska Universitet. De totala-tillgänglighetsförsöken har utförts av Statens geotekniska institut.

Selektiv lakning

Vid denna lakning lakas materialen i fem olika steg. I varje steg tillsätts olika kemikalier bl.a. i Steg 1, CH_3COONa (pH 5), Steg 2, $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, Steg 3, $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$, Steg 4, $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ i 25 % CH_3COOH , Steg 5, KClO_3 och HCl .

Tillsatserna ska motsvara utlakningen av olika ämnen fastlagda i olika fraktioner enligt nedan:

Steg 1; I detta steg frigörs ämnen som är lösliga, adsorberade eller karbonater. Kan anses efterlikna ett naturligt försurningstillstånd.

Steg 2, I denna fraktion lakas element som sitter bundna till eller med labila organiska föreningar såsom vissa ”enklare” humus- eller fulvosyror.

Steg 3, Reducerar amorfa järn/mangan oxyhydroxider till lösliga reducerade former (Fe(III) till Fe(II) och Mn(IV) till Mn(II)). I viss del kan även den sura (lågt pH) miljön som lakväsken ger bidra till lakningens upplösning. Kan anses efterlikna förhållanden som uppkommer om

redox-potentialen sjunker i naturen (minskad syrediffusion, höjd grundvattenyta eller förhöjd syreförbrukning orsakad av organiskt material).

Steg 4, Reducerar mer kristallina Fe-oxider som t.ex. götit, hematit och magnetit. I princip en kraftigare variant av steg 3.

Steg 5, Starkt oxiderande steg som lakar ut stabila organiska föreningar samt löser upp sulfider. Detta laksteg skulle kunna efterlikna det som lakas ut ifall förhållandena går från kraftigt reducerande till oxiderande d.v.s. det som sker i vittringshänseende idag fast i ett långsammare tempo. Detta laksteg är förhållandevis brutalt och det som finns kvar i residualen är till allra största delen diverse silikater vilka är relativt resistent mot lakningen.

Syra-bas-räkning

Syra-basräkning är ett vanligt enkelt och billigt statistiskt test som används till att grovt beräkna ett materials syraproducerande förmåga och syraneutraliserande förmåga. Ett statistiskt test definierar balansen mellan syraproducerande mineral och syraneutraliserande mineral (British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1989). Sulfidmineral räknas som syraproducerande och framförallt karbonater räknas till de som neutraliserar syra. Teoretiskt så kommer ett prov vid någon tidpunkt att generera syra endast om den syraproducerande kapaciteten överstiger den syraneutraliserande kapaciteten. Ett statistiskt test kan inte användas till att bedöma kvaliteten på det sura lakvattnet. Det kan inte heller användas till att visa hur lakvattnet påverkas med tiden utan kan endast användas till att bedöma om materialet har en syraproducerande potential.

Den syraproducerande potentialen bestäms genom en totalsvavelanalys och den syraneutraliserande potentialen bestäms genom en titrering. Från dessa bestämningar räknas netto-neutralisationspotentialen (NNP) ut genom att helt enkelt dra bort den syraproducerande potentialen från den nettoneutraliserande potentialen. Ett material med en NNP på mindre än -5 anses vara potentiellt syraproducerande.

Fuktkammarförsök

Nettoneutraliseringspotentialen som bestäms genom syra-basförsöken är ett mått på ett berg- eller jordprovs potentiella förmåga att oxidera och bilda svavelsyra som inte neutraliseras av den interna buffningskapacitet som finns i provet. Det är emellertid inte säkert att allt svavel oxideras eller att all syra hinner neutraliseras av de buffrande ämnena eller att alla buffrande ämnen som går i lösning verkligen deltar i neutralisationen. Utlakningen av metallerna behöver inte heller vara proportionell mot det resulterande pH som erhålls i laklösningen. Därför utför man särskilda s.k. kinetiska försök i laboratorium eller i fält vilka försöker efterlikna verkligheten med oxidering, neutralisering och utlakning av det aktuella provet i en miljö som är optimal eller forcerad för att svaret skall erhållas inom rimliga tidsrymder.

Fuktkammarförsök är ett sådant kinetiskt försök (British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1989). Med hjälp av dessa försök kan exempelvis hastigheten på syraproduktionen bestämmas och man kan ta reda på hur materialet uppför sig i naturen och på så sätt förutsäga vilka åtgärder som är nödvändiga för att hindra syraproduktion och tungmetallläckage.

Proverna placerades i slutna kammare, plastboxar med en ingång respektive utgång för luft. Luft blåstes sedan igenom boxarna i cykler. En cykel bestod av tre dagar fuktig luft och tre dagar torr luft. På den sjunde dagen lakades vittringsprodukterna ut med destillerat vatten som sedan filtrerades.

rades. Vattnet skickas sedan in för analys. Fuktkammarförsöken utfördes totalt under 24 veckor (perioden 29 april 2002 t.o.m. 30 september 2002).

Totala-tillgänglighetsförsök (oxiderad)

Problemet med kinetiska försök som ex.vis fuktkammarförsök är att de tar mycket lång tid att utföra och innan man utvärdera resultaten. Därför försöker man även att tillämpa enklare laborieförsök med en kraftigare forcering av oxidationen för att kunna bestämma den totalt oxider- och utlakningsbara mängden.

I denna utredning har ett s.k. tillgänglighetstest (Nordtest-standard ENVIRON 003) använts som normalt används för att bestämma den på mycket lång sikt och i värsta fall utlakbara mängden metaller. I en speciell variant av detta försök oxideras provet genom tillsats av väteperoxid, s.k. TT-ox-försök. Denna försöksvariant drivs i två steg där båda stegen pH-justeras med salpetersyra till pH 7 i första steget och till pH 4 i andra steget.

6.1.4. Analys

Alla grundvattenanalyser har omfattat elementen, Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sr och Zn enligt paket SGAB V-2 samt har kompletterats med sulfat, alkalinitet, aciditet. Totalt skickades prover in från 6 provtagningsomgångar d.v.s. totalt 65 prover har skickats in . Övriga prov har sparats.

Analyser på vatten från stollgången och utloppet av Tjursbosjön har omfattat elementen, Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sr och Zn enligt paket SGAB V-2 samt har kompletterats med sulfat, alkalinitet, aciditet. Totalt har 54 prover på vatten, 32 för metaller/halvmetaller och 22 för sulfat, alkalinitet och aciditet från stollgången analyserats. Från utloppet har 47 prover, 24 för metaller/halvmetaller och 23 för sulfat, alkalinitet och aciditet analyserats. Övriga prov har sparats.

Vattenproverna från de selektiva lakningarna har omfattat elementen Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sr och Zn enligt paket SGAB V-2 medan proverna från de totala-tillgänglighetstesterna har omfattat elementen Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb och Zn enligt paket SGAB V-3a.

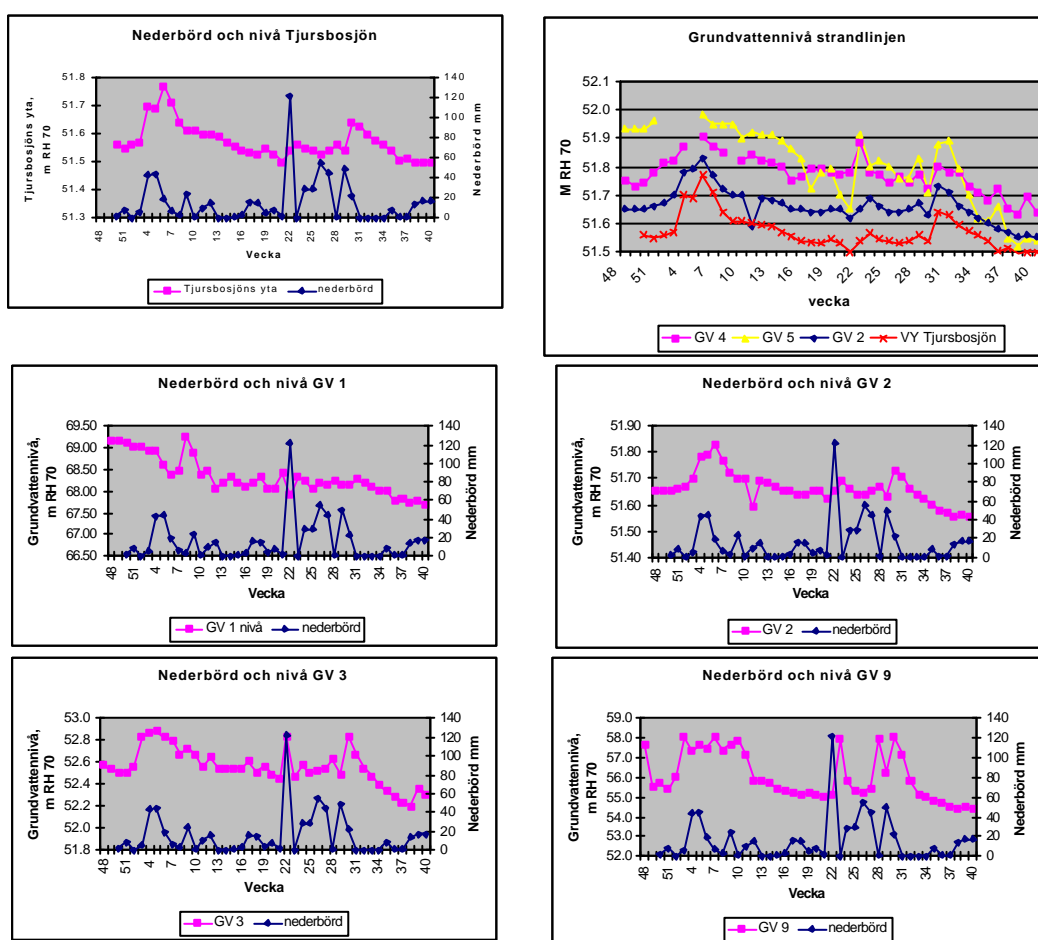
Mätning av temperatur, konduktivitet, pH och redox i yt- och grundvatten har utförts direkt i fält med ett SensION® 156 mätinstrument utrustat med en pH- mätelektrod av typen SensION® 51935-00, konduktivitetselektrod SensION® 51975-00 och redoxelektrod SensION® 51939-00. Singlet HACH® pH Buffer Solution pH 4.01 samt pH 7.00 lösningar användes vid all pH-kalibrering.

Filtrerade prover för metallanalys (grundvatten, stollgång, fuktkammarförsök) filtrerades direkt i fält eller på laboratorium med filtersprutor (Codan® 10 ml, Braun Omnifix® 20 ml) och filter med en nominell porstorlek på 0,45 µm (Sarstedt Filtropur® S 0.45) för att undvika eventuell utfällning av Fe- och Mn-oxidhydroxider och andra förändringar under transport.

Alla proverna för metallanalys (både filtrerade och ofiltrerade) samlades upp i syradiskade 120 ml plastflaskor. Prover för anjonanalys (sulfat, alkalinitet, aciditet) samlades upp icke-syradiskade 500 ml flaskor.

Alla insamlade avfallsprover oavsett typ skickades in för krossning/malning samt bestämning av det s.k. pasta-pH d.v.s. pH-mätning efter de fasta proven slammats upp i vatten. I teorin har mer vittrade prover ett lägre pH. Bestämning av pasta-pH utfördes på totalt 56 prover. Efter resultaten från pasta-pH bestämningarna valdes totalt 20 st prover på avfall (exklusive lakförsöksprover, se nedan) ut och skickades in för analys enligt SGAB MG-1. Proven valdes så att kemiska analyser erhöles på material med olika pH (och således vittringsgrad). Utav dessa prover var 11 prover på varp, fyra prover vaskmull/lakrest samt fem prover slagg.

Analyserna på fasta material (inkl. residual från de sekventiella lakningarna) har omfattat Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 , K_2O , MgO , MnO_2 , Na_2O , P_2O_5 , SiO_2 , TiO_2 , TS, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, La, Mo, Nb, Ni, Pb, S, Sc, Sn, Sr, V, W, Y, Zn, Zr, s.k. SGAB MG-1 analys.



Figur 6. I övre vänstra figuren visas samvariationen mellan Tjursbosjöns nivå och nederbörd och i övre högra figuren samvariationen mellan Tjursbosjöns variation och de vid stranden placerade grundvattensrörerna. Sambandet mellan nederbörd och grundvattennivå illustreras av referensröret Gv-1 samt linjen Gv-2, Gv-3 och Gv-9.

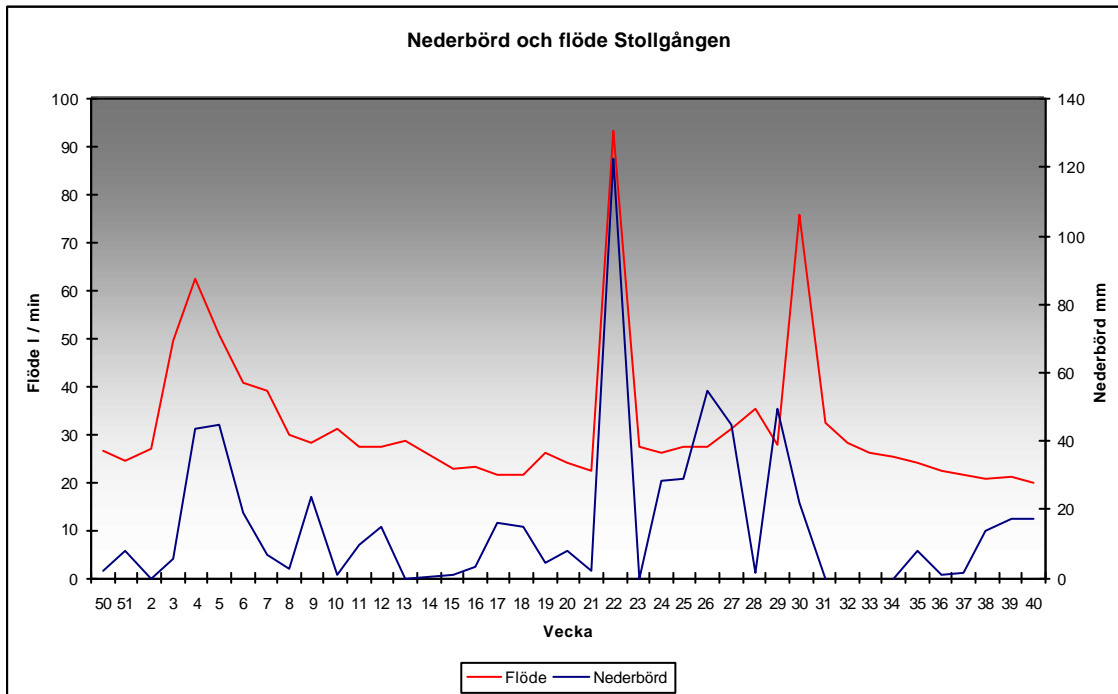
7. RESULTAT

7.1. Hydrologiska och geohydrologiska undersökningar

När det gäller Tjursbosjöns nivå så finns det en samvariation med nederbörden. Fördröjningen mellan nederbörd och ökning av sjöytan är ungefär en vecka. Trots Tjursbosjöns stora volym så varierar även vattenståndet något över året. Vattenståndet har en variation på som mest 20 cm på årsbasis under perioden 2001-2002. Högst vattenstånd uppmätts under senvinter/vår samt sensommar/höst.

Allmänt kan det sägas att grundvattennivåerna i rören som placerats längs stranden överensstämmer väl både med varandra och nivåerna i Tjursbosjön. En ökning av Tjursbosjöns nivå motsvaras även direkt av en ökning i grundvattennivå vilket medför att en vattenvolym lagrad i stranden byts ut mot sjövattnet d.v.s. en uttransport av föroreningar sker. Denna samvariation är inte lika tydlig i rören mer inåt land.

Baserat på grundvattennivåmätningarna där nivåerna ligger några meter högre inåt land så sker grundvattentransporten från bergsryggen nedanför Kärringryggen och ut mot stranden. Generellt sett så finns det en god samvariation mellan nederbörd och grundvattennivå i alla rör. En ökning i nederbörd motsvaras av en höjning av grundvattenytan. Tidsfördröjningen är ytterst liten. Denna trend kan även urskiljas i de djupare grundvattenrören belägna närmare bergsryggen, t.ex. Gv- 8 och Gv-9. I de djupare rören finns dock en svag tidsförskjutning på som mest cirka en vecka.



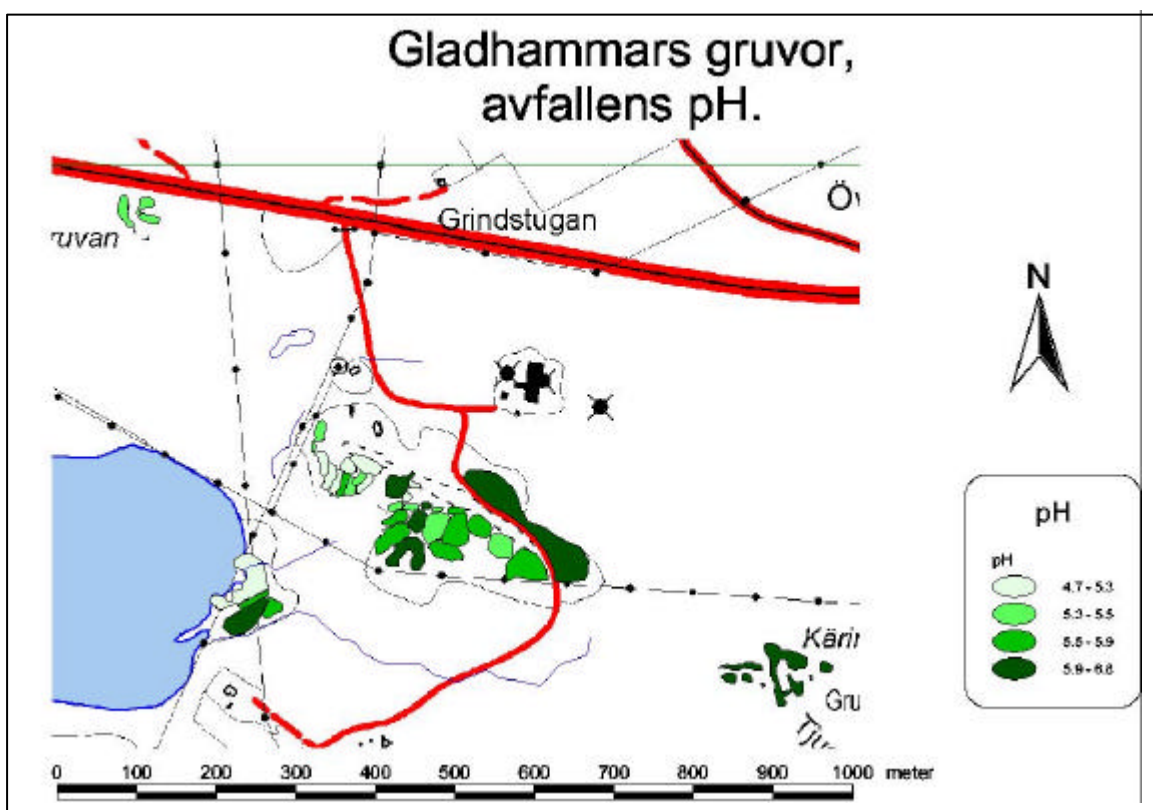
Figur 7. Samvariationen mellan flöde ut ur stollgången och nederbörd i Gladhammarområdet.

Mellan flöde ut ur stollgången och nederbörd i Gladhammarsområdet finns en tydlig korrelation. Detta indikerar att det främst är direkt nederbörd och infiltration som styr vattennivån i gruvan och flödet ut ur stollgången. Det finns heller ingen tidsfördröjning utan kraftig nederbörd medför snabbt en flödesökning i stollgången vilket visar på att berget sannolikt är uppsprucket och genomsläppligt i brytningsområdena.

7.2. Inventering av avfall

Resultaten från inventeringen visar på att huvuddelen av de kvarlämnade avfallen ligger runt gruvhålen uppe på Kärringryggen. Detta avfall domineras av varp med ett sulfidinnehåll på mellan 1-2 (obetydligt till något) på en tregradig skala.

Andelen högvittrad varp är relativt begränsad (se även figur 8). Större delen av varpen är dock tydligt påverkad av oxidation och har en bedömd vittringsgrad på mellan 1-3 (opåverkat till något vittrat) på den femgradiga skalan. Mängden kvarlämnad varp har uppskattats till cirka 20 000 m³. Huvuddelen av detta ligger uppe på Kärringryggen (cirka 16 400 m³). Ytterligare cirka 1000 m³ ligger utspritt längs Tjursbosjöns strand, cirka 500 m³ ligger vid Ryssgruvan samt cirka 2100 m³ runt Solbergfältet.



Figur 8. Figuren visar pH-värdena från pasta-pH mätningarna. Lågt pH motsvarar en högre vittringsgrad.

Mängden vaskmull och lakrest har varit relativt svår att uppskatta. Vaskmullen är lätt att sammanblanda med nedspolad sand och grus från de omgivande bergsryggarna beroende på den

sandig-grusiga storleken på avfallet. Sannolikt består dock stora delar av stranden längs Tjursbosjön av vaskmull. Detta bekräftas också av de påräffade lakresterna, i form av sandigt rödaktigt material, som är lokaliserade till främst strandens sydliga delar. Den kvarlämnade vaskmullen och lakresten har uppskattats uppgå till cirka 300 m³, varav allt ligger längs stranden.

Slaggen som påräffats finns företrädesvis nere vid stranden vid Tjursbosjön, cirka 1760 m³. Slaggen är till färgen svart till blågrå. Vissa stycken är även röda av järnutfällningar samt innehåller tydliga spår av utfällningar av metallsalter företrädesvis kopparsalter (gröna). Generellt är graden av blåsighet relativt liten. Styckefallet på slaggen varierar mellan 10-300 mm, med uppskattningsvis 50 % i fraktionen 10-100 mm och 50 % i fraktionen 100-300 mm. Mindre mängder slagg, cirka 240 m³, finns även väl samlat uppe på Kärringryggen. Här är slaggbitarna betydligt mindre och uppskattningsvis 95% är i fraktionen 2-100 mm och endast 5% i fraktionen 100-200 mm.

Tabell 1. Sammanställning av uppskattade mängder avfall.

Avfall	Tjursbosjöns strand (m ³)	Kärringryggen (m ³)	Ryssgruvan (m ³)	Solbergsfältet (m ³)	Totalt (m ³)
Varp	1000	16 400	500	2100	20 000
Slagg	1760	240			2000
Vaskmull/lakrest	300				300
Totalt	2060	16640	500	2100	22 300

Totalt uppskattas det kvarlämnade tonnaget avfall till mellan 35-40 000 ton, vilket kan jämföras med den totala brytningen som uppskattats till maximalt 100 000 ton. Detta kan betyda att så mycket som 60-65 % av avfallet har transporterats bort och använts som utfyllning m.m., vilket är ett vanligt fenomen där äldre gruvbrytning pågår. Att avfall har transporterats bort är tydligt i fält. Ett större område med hållmark, tydligt rostfärgad finns i närheten av vägen uppe på Kärringryggen. Här har tidigare sannolikt ett antal högar med varp varit belägna. Mängden varp ute i Tjursbosjön har inte uppskattats, men bedöms inte kunna uppgå till mer än 500 ton. Delar av avfallet kan även ha använts till att delvis konstruera vägen ut mot Kärrebo vid Tjursbosjöns utlopp till Ekenässjön. Stora mängder slagg finns även öster om Gladhammars gruvor vid Torsfallsån, där en äldre hytta varit placerad. Denna kvarlämnade mängd har inte uppskattats, men uppgår sannolikt till totalt några tusen ton. Även vid Torsfallsån syns det tydligt i terrängen att slagg transporterats bort och använts.

7.3. Geokemiska undersökningar

7.3.1. Varp, slagg och vaskmull

Halterna för de analyserade varproven redovisas i tabell 2. Generellt så överensstämmer halterna i samlingsprovet relativt väl med de enskilt analyserade varproven. Största skillnaden föreligger för bly där halten i samlingsprovet endast är 5,31 mg/kg TS jämfört med halter mellan 771-2380 mg/kg TS i de enskilda stycken. Detta kan bero på att blyglansen är relativt ojämnt fördelad i varpen samt att samlingsprovet även till stor del består av ofyndig varp. Kiselhalterna är höga i varpen vilket visar på att gräberget till stor del består av kvartsit. Kalcium- och magnesiumhalterna är ytterst låga vilket antyder att karbonathalterna i avfallet är försumbara.

Tabell 2. Sammanställning av halter i varp. Provnummer motsvarar indelningen i delområden.

Element	Varp	Varp	Varp	Varp	Varp	Varp	Saml.Prov
Provnr.	15:1	17:1	29:1	15:2	27:1	39:1	
[%TS]							
Al ₂ O ₃	4.46	1.38	2	3.42	2.83	3.12	4.46
CaO	<0,09	<0,09	<0,09	0.129	0.213	2.59	1.21
Fe ₂ O ₃	9.47	11.4	29.3	18.8	37.7	9.17	30.9
K ₂ O	0.568	0.144	0.217	0.355	0.257	0.195	0.392
MgO	1.49	0.566	0.982	1.36	1.34	1.56	1.63
MnO ₂	0.0528	0.0294	0.0535	0.0588	0.0833	0.15	0.125
Na ₂ O	<0,05	<0,04	<0,04	<0,05	<0,04	<0,05	<0,05
P ₂ O ₅	0.0533	0.0407	0.0546	0.161	0.133	0.0923	0.108
SiO ₂	82	86.3	65.6	71.1	50.5	81.5	55.2
TiO ₂	0.337	0.144	0.151	0.292	0.225	0.139	0.289
TS	99.6	99.7	99.7	99.6	99.8	99.6	99.7
[mg/kg TS]							
As	210	230	87.7	890	129	4.18	365
Ba	54.5	20.4	30.6	38.9	35.7	21.4	54
Cd	0.116	0.195	0.138	0.152	0.106	0.588	0.396
Co	806	1820	1070	321	1450	26.2	2230
Cr	44	36.1	39.6	45.3	47.4	61.5	37.4
Cu	3750	3700	4410	1790	35100	4480	19000
Hg	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Mo	12.2	12.7	<5	24.3	<5	1780	27.5
Ni	113	204	123	70.3	160	32	213
Pb	708	821	1050	2380	1110	771	5.31
S	5530	8010	5670	4170	21500	7020	16500
Sr	17.5	4.79	13.9	12.7	11.9	5.16	15.6
V	54.7	48.9	122	89.3	112	54	116
Zn	106	58.4	139	90.3	164	82.7	169
Zr	575	268	218	377	327	219	410

Tungmetallhalterna inklusive svavelhalterna är relativt höga. Speciellt anmärkningsvärt är de höga arsenikhalterna som varierar mellan cirka 4 mg/kg TS upp till som mest 890 mg/kg TS. En svag korrelation finns mellan höga kobolthalter och höga arsenikhalter vilket beror på den kemiska sammansättningen på koboltglans. Kopparhalterna i varpen ligger mellan cirka 0,5 % upp till som mest 1,9 %. Halterna av kvicksilver är dock låga och ligger under detektions-gränsen. Kviksilver kan förekomma som förorening i bl.a. pyrit, men så verkar inte fallet vara vid Gladhammar.

Arsenikhalterna är även höga i vaskmullen och lakresterna som ligger längs Tjursbosjöns strand. Halterna varierar från cirka 27 mg/kg TS till som mest nästan 1100 mg/kg TS. Detta gäller även övriga tungmetaller som kobolt, koppar och bly. Kobolthalterna varierar mellan ett par hundra mg/kg TS upp till 0,2 % medan kopparhalterna som mest uppgår till cirka 0,37 %. Vanligen anrikas mineral som t.ex. pyrit i vaskmull d.v.s. icke önskvärda mineral. Antalet prover medger inte någon större utvärdering av detta och halterna i vaskmullen och lakresterna liknar mycket halterna som påträffas i varpen. En viss antydning verkar dock finnas med högre järnhalter i vaskmullen. Detta kan även till stor del bero på att de främst gäller lakrest (med en rödfärg=järn).

Tabell 3. Sammanställning av halter i vaskmull/lakrest. Provnummer motsvarar indelningen i delområden.

Element	Vaskmull	Vaskmull	Vaskmull	Saml.Prov
Provnr.	4:1	2:1	2.2	
[% TS]				
Al ₂ O ₃	7.13	6.49	10.8	9.84
CaO	<0,09	0.13	1.16	0.884
Fe ₂ O ₃	51.3	46.9	7.53	17.2
K ₂ O	0.295	0.771	3.03	2.42
MgO	0.839	0.807	0.464	0.561
MnO ₂	0.0507	0.0447	0.0346	0.0365
Na ₂ O	0.335	0.385	2.42	1.84
P ₂ O ₅	0.114	0.2	0.0597	0.0976
SiO ₂	32.1	36.3	72.1	61.3
TiO ₂	0.531	0.668	0.367	0.43
TS	99.8	99.4	99.5	99.6
[mg/kg TS]				
As	1070	509	26.6	271
Ba	59	147	673	537
Cd	0.103	0.144	0.0826	0.118
Co	2450	2070	171	756
Cr	62.4	77.4	39.6	32.1
Cu	3370	3690	580	1810
Hg	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Mo	6.63	20.4	<5	<6
Ni	256	256	20	97.5
Pb	1120	2110	122	569
S	1090	8230	348	1560
Sr	11.5	49.3	252	195
V	142	132	42	68.7
Zn	199	97.7	28.7	79
Zr	1150	979	260	464

Svavel och järnhalterna antyder att inte någon större utarmning av metaller har skett genom vittring av vaskmullen eller lakresterna och materialet verkar fortfarande vara potentiella källor för metaller. Viss vittring har dock skett. Endast prov 2:2 verkar vara tydligt påverkat av vittring och oxidation i någon högre grad. Både järn, svavel och metallhalterna är lägre i detta prov jämfört med de övriga. En orsak till de fortfarande höga metallhalterna och bristen på tydlig vittring kan vara att vaskmullen och lakresterna till stor del är fuktiga och vattenmättade året om beroende på placeringen vid stranden. En hög vattenmättnadsgrad innebär en lägre syretransport och således en långsammare oxidation.

Halterna av kalcium och magnesium är något högre i slaggen jämfört med övriga material. Detta kan bero på tillsatserna av slaggbildande medel vid kopparsmältningen exempelvis i form av kalk. Kisel- och järnhalterna varierar inte mycket och ligger runt 45 % respektive 35 %. För kisel cirka hälften jämfört med varp och för järn ungefär dubbelt så högt. Arsenik- och blyhalterna är betydligt lägre i slaggen jämfört med både varp och vaskmull. Orsaken kan vara att arsenik och bly har en tendens att avgå i gasfas vid höga temperaturer exempelvis vid smältning av malm. Kopparhalterna ligger runt 0,5 % och kobolthalterna mellan 1,5 till 4 %. Vid slaggbildningen har en anrikning av zink skett. Zinkhalterna ligger på runt 1000 mg/kg TS d.v.s. cirka 5 ggr högre jämfört med både varpen och vaskmullen.

Tabell 4. Sammanställning av halter i slagg. Provnnummer motsvarar indelningen i delområden.

Element	Slagg	Slagg	Slagg	Slagg	Saml.Prov
Provnr.	7:1	7:2	6:1	9:1	
[% TS]					
Al ₂ O ₃	12.6	12.2	10.6	16.5	11.8
CaO	3.6	2.77	1.78	0.938	2.11
Fe ₂ O ₃	33.9	34.7	38.1	28	34.6
K ₂ O	0.72	0.749	0.614	1.48	0.697
MgO	4.36	4.06	3.63	5.08	4.07
MnO ₂	0.23	0.21	0.176	0.217	0.198
Na ₂ O	<0,04	0.11	0.0688	0.23	0.0845
P ₂ O ₅	0.605	0.608	0.439	0.213	0.496
SiO ₂	43.4	45.5	45.8	48.1	46
TiO ₂	0.849	0.805	0.714	1	0.785
TS	99.9	99.7	100	99.7	99.9
[mg/kg TS]					
As	25.8	46.6	145	22.3	116
Ba	158	160	128	190	136
Cd	0.185	0.166	0.079	0.0271	0.117
Co	1360	1850	4000	723	2710
Cr	93.1	98.1	93	129	71.3
Cu	5510	3950	7760	1360	4250
Hg	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Mo	33.9	25.7	19.5	6.56	11.3
Ni	99.5	162	424	78.3	267
Pb	114	157	172	63.5	163
S	3110	3280	5840	1420	4080
Sr	83.1	87.4	71.7	60.1	72.2
V	355	331	249	201	274
Zn	3730	3190	1260	167	2090
Zr	1160	1080	995	1360	1100

Generellt kan det sägas att halterna av arsenik, koppar, kobolt, bly och zink överskrider de generella riktvärdena för förorenad mark för de flesta avfallen.

Fyra specialprover togs från varpen. Två sammanslagingsprov bestående av enbart vittrat material och två med enbart ovittrat material. Om medelhalterna för den vittrade varpen och den ovittrade plottas mot varandra kan de verkliga förlusterna eller ökningarna av olika element p.g.a. vittringen/oxidationen bestämmas.

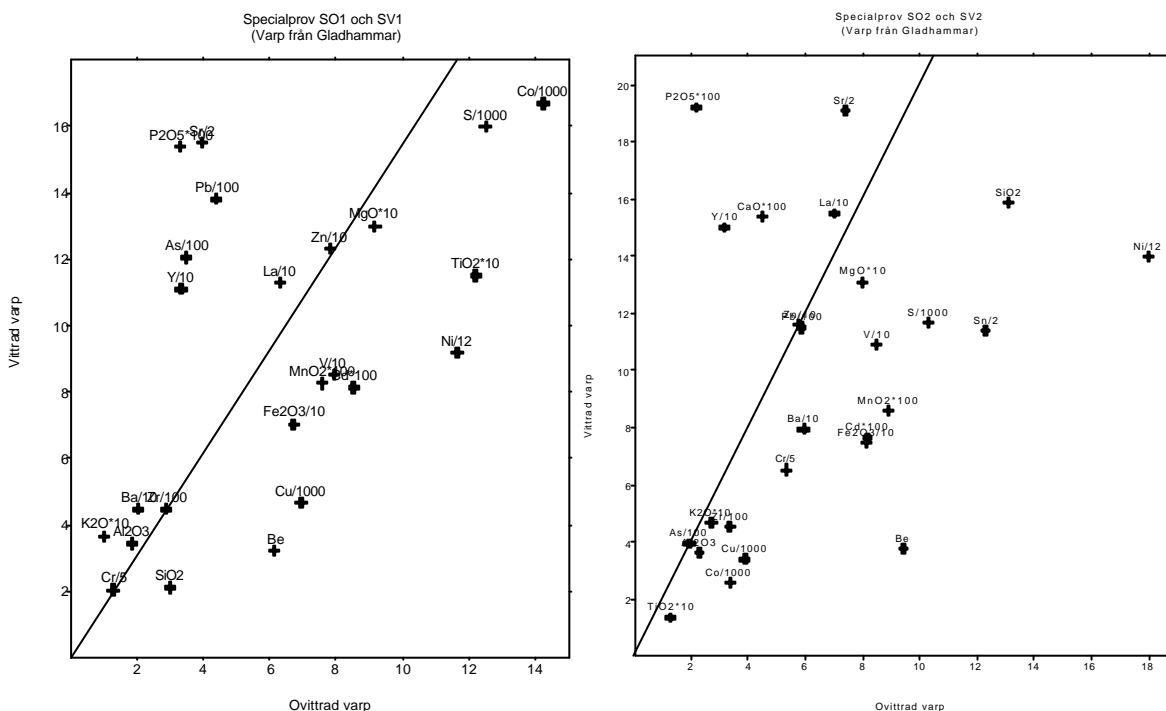
Det antas att elementet zirkonium är ett immobilt element som finns i mineral som är vittringsbeständiga. Nästan all zirkonium i kiselrika bergarter finns i mineralet zirkon, ZrSiO₄ (Watson and Harrison, 1983) som är resistent mot lågtemperaturvittring (Nickel, 1973).

Alla element som faller under zirkoniumlinjen har minskat i koncentration p.g.a. vittring (figur 9). Figurerna visar att detta främst gäller de sulfidbundna elementen som exempelvis kadmium, kobolt, koppar, zink och svavel. Denna skillnad är tydlig när det gäller specialprov SO₂ och SV₂ men inte lika tydlig för proven SO₁ och SV₁ där arsenik, zink och bly verkar ha anrikats vilket snarare sannolikt beror på ett alltför sparsamt datamaterial.

Massförändringen för den vittrade varpen kan beräknas med ekvation 11.

$$\text{Ekv. 11.} \quad \text{Massförändring (\%)} = [(C_{Zr}^{\text{ovittrad}}/C_{Zr}^{\text{vittrad}})-1]*100$$

där C_{Zr}° är zirkonium koncentrationen (Zr) i den vittrade varpen and C_{Zr}^{ovittrad} är samma elements koncentration i den ovittrade varpen. Resultatet visar att massförändringen är cirka 26-35% d.v.s. cirka 30% av den totala massan (för den vittrade varpen) har vittrat bort och transporterats iväg.



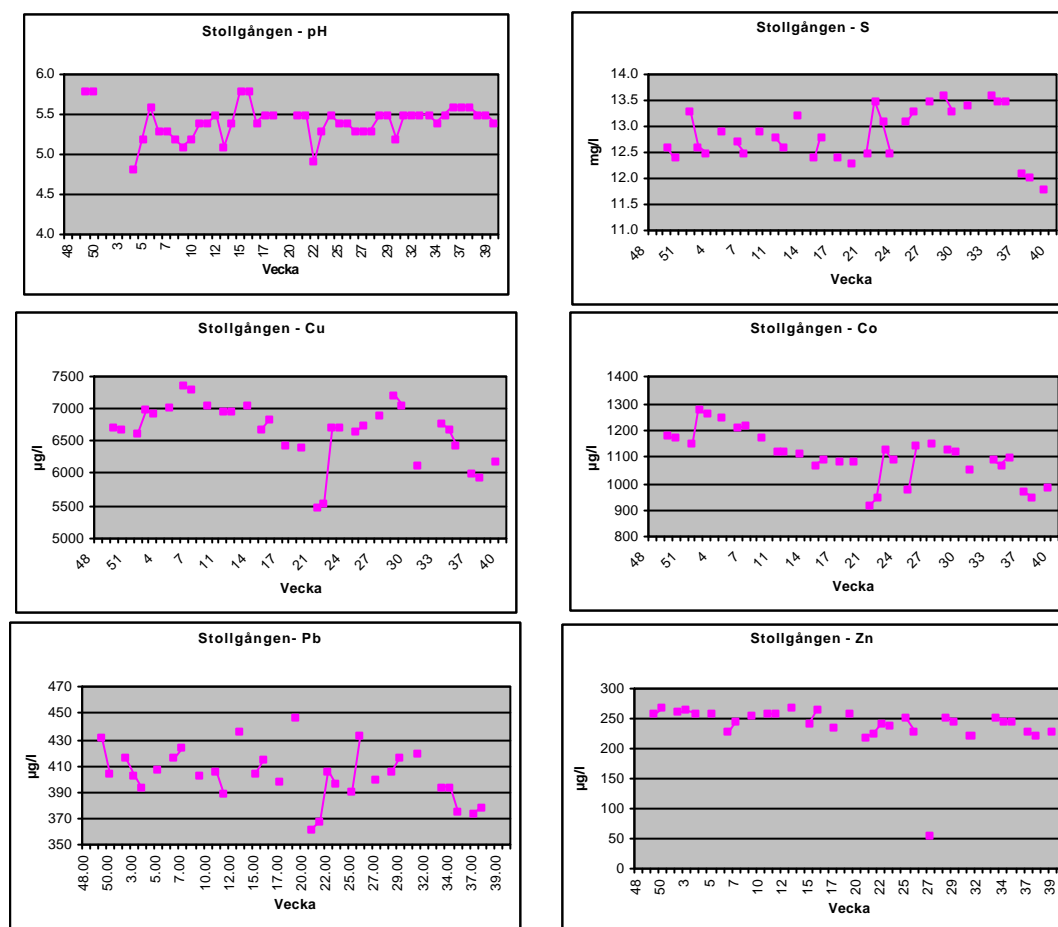
Figur 9. Vittringsdiagram för vittrad och ovittrad varp från Gladhammar (samlingsprov). Alla element som faller under zirkoniumlinjen visar på en massförlust och har vittrat och transporterats bort.

Om zirkonium antas vara immobilt och resistent vid vittring kan även de relativa koncentrationförändringarna beräknas för alla element med hjälp av ekvation 12. (modifierad från Grant, 1986; Öhlander et al., 1989; Öhlander et al., 1991 and Land, 1998).

$$\text{Ekv. 12.} \quad \text{massförändringen (\%)} = ((C_i^{\text{vittrad}}/C_i^{\text{ovittrad}})*(C_{Zr}^{\text{ovittrad}}/C_{Zr}^{\text{vittrad}})-1)$$

där C_i^{vittrad} är koncentrationen av element i, för vittrad varp, C_i^{ovittrad} är koncentrationen av element i, för ovittrad varp, C_{Zr}^{vittrad} är zirkoniumkoncentrationen för vittrad varp och C_{Zr}^{ovittrad} är zirkoniumkoncentrationen för ovittrad varp.

Beräkningarna visar att de relativa massförändringarna mellan vittrad och ovittrad varp ligger mellan 31-32 % för järn, 16-18 % för svavel, 31-39 % för kadmium, 25-44 % för kobolt och 36-57 % för koppar. Zink, bly och arsenik uppvisar ingen minskning utan snarare en ökning vilket möjligen även här beror på ett alltför sparsamt datamaterial.



Figur 10. Säsongsvariationen för pH, svavel, koppar, kobolt, bly och zink för vattnet ut ur stollgången.

7.3.2. Ytvatten

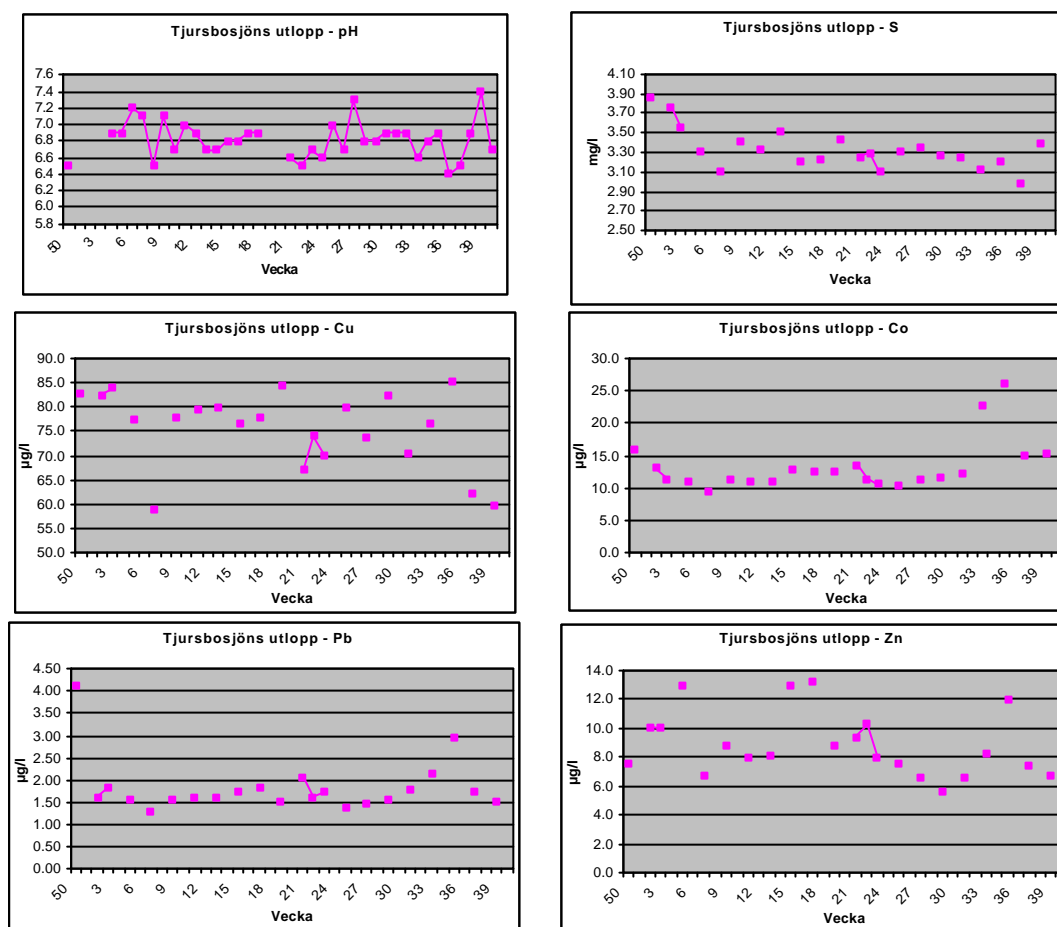
Provtagning av ytvatten har dels utförts vid stollgången samt vid Tjursbosjöns utlopp. pH-värdet i stollgångsvattnet ligger mellan cirka 5-5,5 och är endast något surt. Detta pH är inte ovanligt även om det ligger något högre än vad som vanligen kan uppmätas i lakvatten från kraftigt vittande avfall. Orsaken kan bero på en utspädning av infiltrerande ytvatten (nederbörd). Rent nederbördsvattnet i kontakt med atmosfärens koldioxid har ett teoretiskt pH på runt 5,7. Vattnet i stollgången har dock ingen buffertkapacitet kvar vilket indikeras av den låga alkaliniteten (under detektionsgräns) samt aciditeten och är påverkat av lakvatten från vittrande gruvavfall.

Metallhalterna i stollgången är under året relativt konstanta och variationen är liten. Halterna av kobolt och koppar ligger som medel runt 1,1 mg/l respektive 6,7 mg/l. Detta är i stort sett samma halter som uppmättes för cirka 10 år sedan av ITM. Halterna har således inte sjunkit och någon minskande trend kan inte urskiljas.

Tabell 5. Medelhalter för vattnet ut ur stollgången samt utloppet ur Tjursbosjön.

Parameter	Enhet	Stollgång medelvärde	Std.av.	Parameter	Enhet	Utlopp medelvärde	Std.av
flöde	l/min	30,7	14,4	Nivå	m, RH 70	51,4	0,9
Temp	Deg C	6,6	0,8	Temp	Deg C	11,5	7,7
pH		5,4	0,2	pH		6,8	0,2
Kond	µS/cm	119	4,6	Kond	µS/cm	106	18,9
Redox	mV	342	26,3	Redox	mV	278	42,1
HCO ₃	mg/l	2,70	5,68	HCO ₃	mg/l	9,52	8,96
Acid.	mmol/l	1,48	1,14	Acid.	mmol/l	0,55	0,55
Sulfat	mg/l	40,3	3,68	Sulfat	mg/l	8,80	1,25
Ca	mg/l	6,12	0,37	Ca	mg/l	5,39	0,27
Fe	mg/l	0,05	0,06	Fe	mg/l	0,11	0,06
K	mg/l	1,53	1,10	K	mg/l	1,12	0,88
Mg	mg/l	2,00	0,07	Mg	mg/l	1,64	0,20
Na	mg/l	2,98	0,24	Na	mg/l	8,82	1,44
S	mg/l	12,9	0,51	S	mg/l	3,33	0,21
Si	mg/l	5,20	0,24	Si	mg/l	2,78	0,17
Al	µg/l	576	182	Al	µg/l	137	18,3
As	µg/l	0,19	0,44	As	µg/l	0,37	0,15
Ba	µg/l	16,3	0,76	Ba	µg/l	13,7	1,02
Cd	µg/l	1,31	0,06	Cd	µg/l	0,04	0,01
Co	µg/l	1106	91,9	Co	µg/l	13,3	4,00
Cr	µg/l	0,11	0,22	Cr	µg/l	0,29	0,06
Cu	µg/l	6654	457	Cu	µg/l	75,5	7,87
Hg	µg/l	0,0012	0,0005	Hg	µg/l	0,0021	0,0007
Mn	µg/l	134,7	6,08	Mn	µg/l	27,4	36,5
Mo	µg/l	0,43	1,36	Mo	µg/l	0,14	0,16
Ni	µg/l	99,8	10,7	Ni	µg/l	3,15	0,37
P	µg/l	7,39	17,5	P	µg/l	5,25	1,46
Pb	µg/l	401	23,9	Pb	µg/l	1,83	0,61
Sr	µg/l	28,0	1,14	Sr	µg/l	30,3	1,95
Zn	µg/l	239	36,9	Zn	µg/l	8,89	2,23

Inga säsongsvariationer kan heller urskiljas när det gäller halterna ut ur stollgången, vilket även delvis kan bero på att det inte finns någon komplett årserie att tillgå. Det finns inte heller någon tydlig samvariation mellan halter och flöde. Detta kan bero på att även flödesvariationen är liten. Flödet varierar mellan cirka 20 l/min till som mest cirka 60 l/min. Generellt ligger dock flödet under året runt 20 l/min. En annan orsak till att halterna trots en viss flödesvariation varierar så lite kan vara att det finns en blandningszon nere i gruvan. Ytvatten med lägre metallhalt blandas kontinuerligt med djupare, mer tyngre, kallare och tungmetallhaltigt vatten. Att tyngre mer metallrikt vatten kan finnas i gruvhål har bl.a. visats av Davis och Ashenberg (1988).



Figur 11. Säsongsvariationen för pH, svavel, koppar, kobolt, bly och zink för vattnet vid Tjursbosjöns utlopp.

Även för Tjursbosjön så är haltvariationerna relativt måttliga. Detta gäller speciellt för tungmetallerna. Kobolthalterna varierar mellan cirka 10 µg/l till som mest cirka 25 µg/l och kopparhaltererna mellan 60 till 85 µg/l. Dessa halter anses höga med tanke på sjöns storlek. Halterna är också i nivå med de halter som uppmätts i tidigare undersökningar av , vilket visar på att det trots utbyte av vatten, (Tjursbosjöns omsättningstid är cirka 4,6 år) så har inte halterna sjunkit. Källan till metallerna finns således kvar. pH-värdet är betydligt högre i Tjursbosjön (runt 6,8) jämfört med vattnet i stollgången (cirka 5,4). När det gäller Tjursbosjön så finns inte en komplett årsserie att tillgå

Ett extraproov har under provtagningstiden tagits i direkt anslutning till stranden nära stollgångens utlopp i Tjursbosjön. En jämförelse mellan halterna i detta prov och de vid utloppet visar inte på några större skillnader när det gäller metallhalter. Ingen gradient med högre halter i vattnet nära gruvområdet finns. Detta visar på att det sker en kraftig utspädning direkt när stollgångsvattnet samt lakvattnen från avfallen vid stranden och ute i vattnet blandas med Tjursbosjön.

7.3.3. Grundvatten

Totalt installerades 11 grundvattenrör varav två som referens. Rören nedanför Kärringryggen installerades i tre linjer från berget ut mot Tjursbosjöns strand.

Generellt så installerades grundvattenrören för att kunna provta integrerade vattenprov och inte vatten från specifika nivåer d.v.s. slitsade rör användes i stort sett från cirka en meter under markytan och ned. Gv-1 installerades strax sydöst om brytningsområdet för att få ett mått på bakgrundshalterna i det vatten som strömmar ned i sänkan mot rören Gv-2 och Gv-3, medan Gv-10 installerades norr om gruvorna för att få ett mått på bakgrundshalterna i detta område. På en plats installerades två grundvattenrör bredvid varandra, Gv-7 och Gv-11, där Gv-11 installerades för att provta djupare vatten.

Tabell 6. Total rörlängd samt installationsdjup för grundvattenrören.

Gv-rör	Total rörlängd (m)	Antal slitsar	Rörlängd under mark (m)
1	3	1	1,86
2	3	1	2,11
3	3	1	1,20
4	3	1	1,98
5	2	1	1,34
6	4	2	3,28
7	3	2	2,33
8	5	3	3,94
9	7	4	5,77
10	4	2	2,98
11	5	1	4,22

I gruvavfall finns det ofta en koppling mellan en grundvattenhöjning och en ursköljning av fastlagda vittringsprodukter (t.ex. Holmström et al., 2001). Vittringen sker ytligt där tillgången till syre är god och vittringsprodukterna transporteras sedan ned i markprofilerna och fastläggs allteftersom pH ökar. När grundvattenytan sedan stiger kan dessa fastlagda metaller åter gå ut i lösning och transporteras iväg. En minskning kan dock även ibland ses i grundvatten t.ex. i mer naturliga miljöer under snösmältning eller stor nederbörd då infiltrerande vatten blandas med djupare grundvatten med en utspädning som följd. Detta fenomen har påvisats av bl.a. Land och Öhlander (1997). Liknande fenomen är inte heller otänkbara när det gäller förorenade grundvatten.

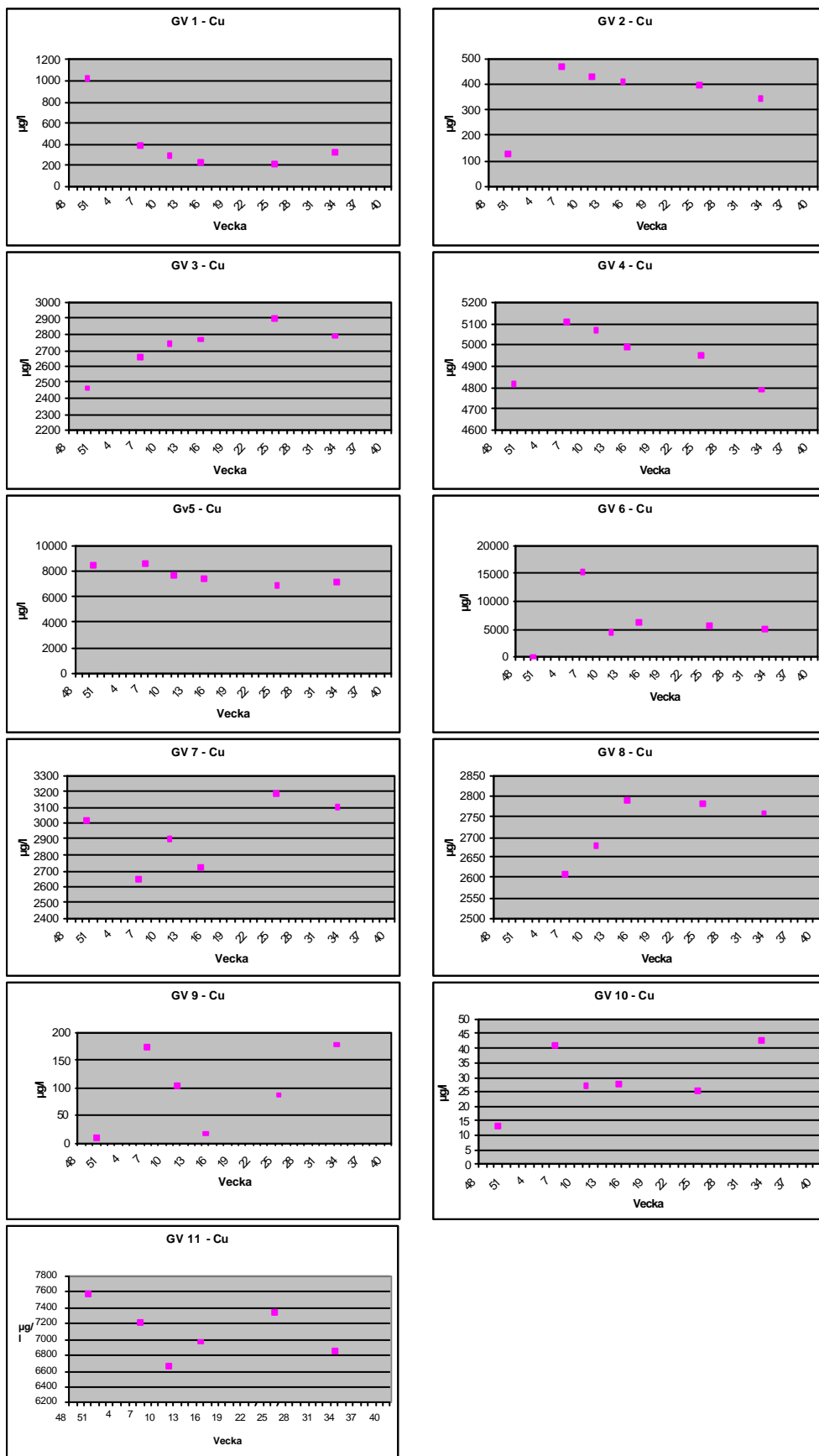
Någon tydlig trend liknande dessa processer kan inte direkt urskiljas för grundvattnen i Gladhammar. För vissa metaller t.ex. kobolt, bly och zink i Gv-4 kan möjligen ett svagt samband finnas med ökande halter med en stigande grundvattenyta. Antalet grundvatten-analyser är dock få för att dra några långtgående slutsatser gällande dessa samband i grundvattenrören.

Tabell 7. Medelhalter för Gv-rör 1 t.o.m. Gv-5.

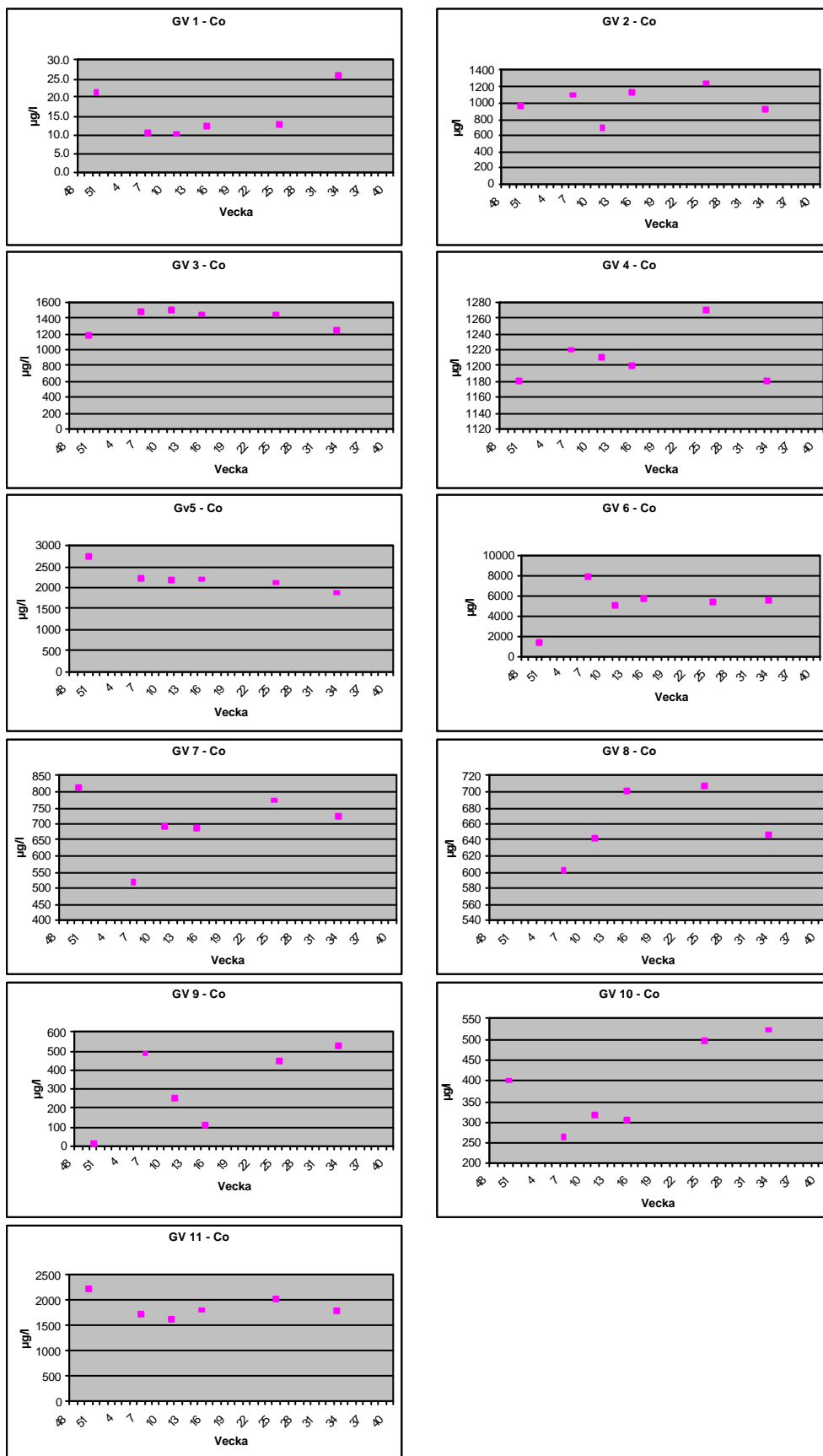
Parameter	Enhet	Gv1	Std.av.	Gv2	Std.av.	Gv3	Std.av.	Gv4	Std.av.	Gv5	Std.av.
GV-nivå	m RH 70	68,3	0,4	51,7	6,1	52,6	16,6	51,8	6,2	51,8	13,4
Temp	Deg C	8,4	3,0	7,9	3,9	9,0	4,3	9,6	5,3	10,5	6,5
pH		6,7	0,5	6,1	0,5	4,9	0,2	5,1	0,3	5,1	0,3
Kond	µS/cm	114	34,4	114	20,7	106	54,5	118	4,0	126	10,1
Redox	mV	231	42,9	165	37,8	342	51,8	303	29	302	22,2
HCO ₃	mg/l	22,2	16,7	10,8	18,8	4,80	6,10	1,33	0,82	3,00	4,47
Acid.	mmol/l	2	0,7	2,37	1,67	2,10	1,07	2,33	1,37	2,50	1,32
Sulfat	mg/l	11,2	14,8	24,5	10,1	28,1	5,66	36,4	4,08	40	3,07
Ca	mg/l	6,38	2,53	7,50	0,97	3,59	0,36	6,46	0,22	4,53	0,70
Fe	mg/l	0,897	0,389	4,47	0,99	0,031	0,020	0,036	0,028	0,194	0,147
K	mg/l	8,54	10,4	1,08	0,24	1,05	0,76	1,15	0,19	1,58	0,80
Mg	mg/l	3,39	1,05	1,74	0,14	1,10	0,09	1,95	0,06	1,80	0,16
Na	mg/l	7,94	2,20	3,87	0,37	3,01	0,39	3,22	0,22	3,55	0,78
S	mg/l	2,08	0,65	10,2	1,26	9,07	0,73	12,7	0,59	13,1	1,37
Si	mg/l	11,3	0,69	9,03	0,75	6,69	0,55	5,76	0,20	6,91	1,78
Al	µg/l	519	283	186,5	34	887	95	608,8	66,1	610	195
As	µg/l	0,70	0,446	3,99	2,0	0,15	0,10	0,15	0,08	0,23	0,09
Ba	µg/l	19	21,7	23,5	5,18	40,7	4,31	34,5	2,95	39	5,35
Cd	µg/l	0,204	0,171	0,373	0,070	0,343	0,028	0,74	0,027	0,332	0,032
Co	µg/l	15,6	6,57	1011	192	1383	137	1210	33,5	2218	279
Cr	µg/l	0,879	0,133	0,193	0,056	0,073	0,014	0,361	0,028	0,096	0,018
Cu	µg/l	410	306	363,5	122	2720	149	4955	129	7713	689
Hg	µg/l	0,003	0,0004	0,003	0,0001	0,001	-	0,001	-	0,001	-
Mn	µg/l	81,6	15,3	131	11,6	100	17,4	132,8	3,66	185,8	45,9
Mo	µg/l	1,43	0,297	0,153	0,05	0,029	0,036	0,038	0,03	0,023	0,024
Ni	µg/l	8,77	5,61	82,7	25,6	138	14	109	5,48	174	25,9
P	µg/l	24	15	2,45	0,68	3,44	0,25	1,71	0,05	1,44	1,18
Pb	µg/l	6,33	7,80	1,49	0,88	4,35	3,03	2,40	1,05	14,3	6,60
Sr	µg/l	30,5	6,63	56,9	7,53	29,6	2,35	30,8	1,11	35,9	5,09
Zn	µg/l	54,4	36,8	75,9	15	105	14,6	214	7,60	99,1	15,7

Halterna av framförallt koppar och kobolt är höga i referensrören Gv-1 och Gv-10. Medelhalten för kobolt är t.ex. cirka 15 µg/l i Gv-1 och 385 µg/l i Gv-10 och kopparhalterna är cirka 410 µg/l i Gv-1 medan de i medel ligger runt cirka 30 µg/l i Gv-10. Halterna är dock betydligt lägre än i de rör som installerats nedanför bergsryggen eller direkt i avfallen vid stranden. Halterna i referensrören beror sannolikt på att berggrunden i området är mineraliserad och således även moränen vilket medför naturligt förhöjda halter. Ett prov taget i en grävd dricksvattenbrunn på fastigheten Smedjemåla 1:6 indikerar även detta (kobolt 54 µg/l och koppar 471 µg/l).

Metallhalterna är höga i de rör som är installerade direkt nere vid stranden (Gv-4 och Gv-5). Koppar- och kobolthalterna är i medel 4955 µg/l respektive 1210 µg/l i Gv-4 och 7713 µg/l respektive 2218 µg/l i Gv-5. Även zinkhalterna är relativt höga, ett par hundra µg/l. De höga halterna, trots närheten till Tjursbosjön med dess lägre halt visar på en betydande vittring och transport av föroreningar och att hela stranden sannolikt består av vaskmull. Även grundvattenröret som är installerat direkt i slaggen nere vid stranden uppvisar betydande metallhalter, i medel 1011 µg/l kobolt och 363 µg/l koppar. Detta indikerar att även slaggen i viss mån vittrar och släpper metaller.



Figur 12. Säsongsvariationen i grundvattenrören. Här exemplifierade med koppar.



Figur 13. Säsongsvariationen i grundvattenrören. Här exemplifierade med kobolt.

De högsta metallhalterna uppvisar dock Gv-rör 6. Här ligger medelhalten för koppar på 6093 µg/l och kobolt på 5200 µg/l. Sannolikt rinner lakvatten direkt ned längs bergssidan ned till detta rör. Halterna i de djupare rören placerade längs in mot bergsryggen i moränen d.v.s. Gv-8 och Gv-9 uppvisar dock lägre metallkoncentrationer.

I Gv-rör 9 som installerades på ett djup av nästan 6 m under markytan ligger kopparhalten i medel på 2930 µg/l och kobolthalten på 700 µg/l. Det är generellt känt att metaller kan fastlägga till olika partikelytor beroende på partiklarnas sammansättning, pH-värden m.m. Denna fastläggning är även olika betydande för olika metaller (t.ex. Kooner, 1993; Bowell och Bruce, 1995; Coston et al., 1995; Düker et al., 1995). Denna fastläggning borde med andra ord vara mest betydande för detta rör. De höga halterna visar således på att det diffusa lakvattenflödet från avfallen uppe på höjden sannolikt är betydande.

Inga tydliga säsongsvariationer kan urskiljas i grundvattnet, vilket sannolikt beror på att det inte finns någon tillgänglig hel årsserie och att datamaterialet således är sparsamt för att medge någon tolkning.

Tabell 8. Medelhalter för Gv-rör 6 t.o.m. Gv-rör 11.

Parameter	Enhet	Gv6	Std.av.	Gv7	Std.av.	Gv8	Std.av.	Gv9	Std.av.	Gv10	Std.av.	Gv11	Std.av.
	m RH												
GV-nivå	70	56,4	57,3	54,3	22,3	55,0	78,3	56,1	121	80,3	63,5	54,7	37,5
Temp	Deg C	8,5	3,2	8,2	2,7	8,2	1,8	8,2	0,9	7,9	2,5	8,1	2,3
pH		6,4	0,4	5,3	0,4	5	0,2	7,2	0,5	6,1	0,3	5,1	0,3
Kond	µS/cm	294	48,4	65,7	6,2	60,1	5,4	273	63,3	80,9	19,7	104	17,1
Redox	mV	310	40,9	338	28,1	334	28,6	28	30,2	286	39,1	346	31,2
HCO3	mg/l	24,3	23,5	3,17	5,31	1	0,00	77	22,1	10,5	14,5	1	0,00
Acid.	mmol/l	2,05	1,57	1,31	0,64	1,40	0,78	0,53	0,29	1,10	0,86	1,52	1,04
Sulfat	mg/l	97,6	2,93	16	1,72	14,8	1,30	49	5,08	8,31	1,06	32,9	1,75
Ca	mg/l	32,4	9,94	2,03	0,32	1,25	0,26	42,1	5,47	3,38	0,23	3,67	0,48
Fe	mg/l	0,009	0,01	0,005	0,002	0,02	0,009	0,05	0,12	0,05	0,067	0,009	0,003
K	mg/l	2,46	0,58	0,61	0,14	0,58	0,13	2,67	0,32	5,26	3,51	1,15	0,17
Mg	mg/l	4,01	0,90	0,84	0,11	0,62	0,06	3,57	0,43	0,91	0,06	1,51	0,16
Na	mg/l	3,36	0,40	2,45	0,31	1,69	0,22	5,15	0,69	4,23	0,86	2,68	0,25
S	mg/l	31,3	1,99	5,97	0,47	5,14	0,37	17	1,80	3,18	0,45	10,8	0,90
Si	mg/l	7,20	0,92	4,47	0,36	3,49	0,46	6,67	0,89	5,37	0,79	6,05	0,48
Al	µg/l	21,6	36,6	495	137	888	140,9	44,7	89,8	81,5	33,6	483	19,4
As	µg/l	-	-	49,6	85,3	0,41	-	0,22	0,11	0,25	0,10	0,173	-
Ba	µg/l	49,6	9,17	38,7	7,65	32,6	5,57	22,5	4	32	7,65	36,5	2,37
Cd	µg/l	0,59	0,293	0,25	0,05	0,25	0,02	0,08	0,07	0,05	0,033	0,256	0,02
Co	µg/l	5200	2120	700	101	660	44	306	213	385	107	1868	213
Cr	µg/l	0,042	0,011	0,09	0,02	0,07	0,01	0,10	0,13	0,17	0,054	0,06	0,03
Cu	µg/l	6094	5015	2930	214	2724	77	94,8	73,4	29,5	10,9	7105	337
Hg	µg/l	0,004	0,004	0,001	-	0,001	-	0,002	0,001	0,002	0,002	0,001	-
Mn	µg/l	507	24,4	106	18,8	145	25,1	184	54,5	116	68,9	185	13,5
Mo	µg/l	1,02	0,81	0,02	0,01	0,005	-	5,59	1,37	0,21	0,176	0,022	0,004
Ni	µg/l	391	184,9	61	9,17	61,8	8,22	28,3	18,1	29,8	7,66	149	18,2
P	µg/l	2,02	1,90	2,18	0,70	2,57	-	7,97	4,41	2,82	1,28	1,71	0,87
Pb	µg/l	0,086	0,05	0,80	1,52	1,26	0,64	0,16	0,21	0,07	0,05	0,86	0,57
Sr	µg/l	75,9	19,3	22,8	1,89	12	2,21	80,5	6,90	37,6	5,89	32,3	2,94
Zn	µg/l	149	81,3	84,6	13,2	72,9	10,7	14,4	8,40	26,5	21,4	123	14,5

7.3.4. Lakförsök

Totala-tillgänglighetstest (oxiderad)

Oxiderade tillgänglighetstest har utförts på samlingsprover på varp, vaskmull samt slagg. Resultaten visar de teoretiskt totalt utlakningsbara mängderna under oxiderande förhållanden d.v.s. den del som är möjlig att oxidera och vittra loss. I verkligheten kan dessa försök både underskatta och överskatta de totalt utlakningsbara mängderna beroende på att vissa sulfidkorn kan sitta inneslutna i silikater och således inte är möjliga att oxidera upp vid försöken. De utlakningsbara mängderna är således delvis beroende på hur pass finmalda proverna är. I verkligheten är egentligen alla metaller utlakningsbara. Det handlar bara om tid. Resultaten från dessa försök ger dock en bra indikation på hur lättillgängliga metallerna är och hur mycket som är utlakningsbart inom en rimlig tid.

Utlakningen av kalcium är låg för alla materialen. Sannolikt beror detta på att kalcium inte föreligger i någon högre grad som lättlakade mineral t.ex. som karbonat som även kan buffra. Utlakningen av järn är också låg i alla materialen. Detta kan bero på att järn till en stor del finns som magnetit och inte som sulfid.

Kopparutlakningen är relativt låg i alla materialen förutom slaggen. I varpen utlakas cirka 18 % av det totala innehållet, i vaskmullen/lakresten lakas nästan 16 % ut och i slaggen cirka 48 %. En stor del av all koppar i slaggen är således utlakningsbar, vilket inte vanligen är fallet. Slagg brukar vara relativt svårlakbar. Utlakningen av kobolt ligger på cirka 14 % av innehållet för varp, följt av cirka 7 % för slaggen och cirka 3 % för vaskmullen/lakresten.

Tabell 9. Utlakade mängder från tt-ox försöken med samlingsproverna samt beräknad %-andel av det totala innehållet.

Element	Varp	utlakad %	Vaskmull	utlakad %	Slagg	utlakad %
[mg/kg]						
Ca	141.1	1.63	119.5	1.89	150.2	1.00
Fe	196.2	0.09	17.56	0.01	14.92	0.01
K	383.9	11.80	579.2	2.88	152.4	2.63
Mg	299.5	3.05	30.67	0.91	50.93	0.21
Na	45.02		95.45	0.73	30.4	5.03
S	3156	19.13	184.8	11.85	728.7	17.86
Al	582.9	2.47	184.6	0.35	93.81	0.15
As	<0.201		1.205	0.44	<0.201	
Ba	3.196	5.92	5.045	0.94	1.133	0.83
Cd	0.215	54.29	0.021	17.80	0.011	9.40
Co	321.6	14.42	23.61	3.12	201.3	7.43
Cr	0.507	1.36	<0.101		<0.101	
Cu	3377	17.77	288.6	15.94	2033	47.84
Hg	<0.004		0.278		<0.004	
Mn	35.78	4.53	3.471	1.50	9.763	0.78
Ni	67.34	31.62	2.744	2.81	67.03	25.10
Pb	637.2	12000	14.79	2.60	19.93	12.23
Zn	34.97	20.69	2.704	3.42	60.01	2.87

När det gäller svavel så är utlakningen störst för varpen, där cirka 19 % av det totala innehållet lakas ut medan den är minst för vaskmullen/lakresten.

Vid en jämförelse mellan koppar-, kobolt- och svavelutlakningen i de olika materialen verkar det som om det inte är enbart sulfider som lakas ut. I alla material finns det ett underskott på molbasis av svavel om all koppar och kobolt räknas bort. Detta kan bero på att en del tungmetaller föreligger i andra faser t.ex. fastlagda tillsammans med järn- och mangan-oxidhydroxider (jmf. med resultaten från de sekventiella lakningarna. När det gäller slaggen så är underskottet på svavel stort jämfört med koppar vilket visar att det inte enbart är rester av kopparkis i slaggen som oxideras utan även en del andra kopparformer som t.ex. kopparoxid.

Även om de totalt utlakningsbara mängderna är relativt låga jämfört med totalhalterna så är de mängdmässigt relativt betydande. För varpen lakas t.ex. 3377 mg/kg ut för koppar, cirka 322 mg/kg för kobolt och cirka 637 mg/kg ut för bly. Motsvarande siffror för vaskmullen/lakresten är cirka 289 mg/kg ut för koppar, kobolt cirka 24 mg/kg och bly cirka 15 mg/kg och för slaggen cirka 2033 mg/kg ut för koppar, kobolt cirka 201 mg/kg och bly cirka 20 mg/kg.

Utslaget på hela avfallsmängden varp vid Gladhammar så innebär detta att cirka 115 ton koppar, 11 ton kobolt samt 22 ton bly finns kvar och är lätt utlakningsbart. Dessa siffror är snarare i underkant än i överkant. Det rimliga och sannolika är att en betydligt större andel är tillgänglig för vittring och utlakning. Detta inses när de beräknade kvarvarande arsenikmängderna i vaskmullen/lakresten är mindre än den beräknade årliga utlakningen. Orsaken beror på alltför få lakförsök och svårigheten med att ta representativa prover.

Tabell 10. Beräknade kvarvarande utlakningsbara föroreningsmängder. Mängder i fet kursiv stil underströker de beräknade årliga utlakade mängderna (se avsnitt 8.3).

Element	Utlakad mängd för varp (kg)	Utlakad mängd för slagg (kg)	Utlakad mängd för vaskmull/lakrest (kg)
As	-	-	<i>0,54</i>
Co	10 934	604	10,6
Cu	114 818	6099	130
Pb	21 665	59,8	6,66
S	107 304	2186	83,2
Zn	1189	180	<i>1,22</i>

Fuktkammarförsök

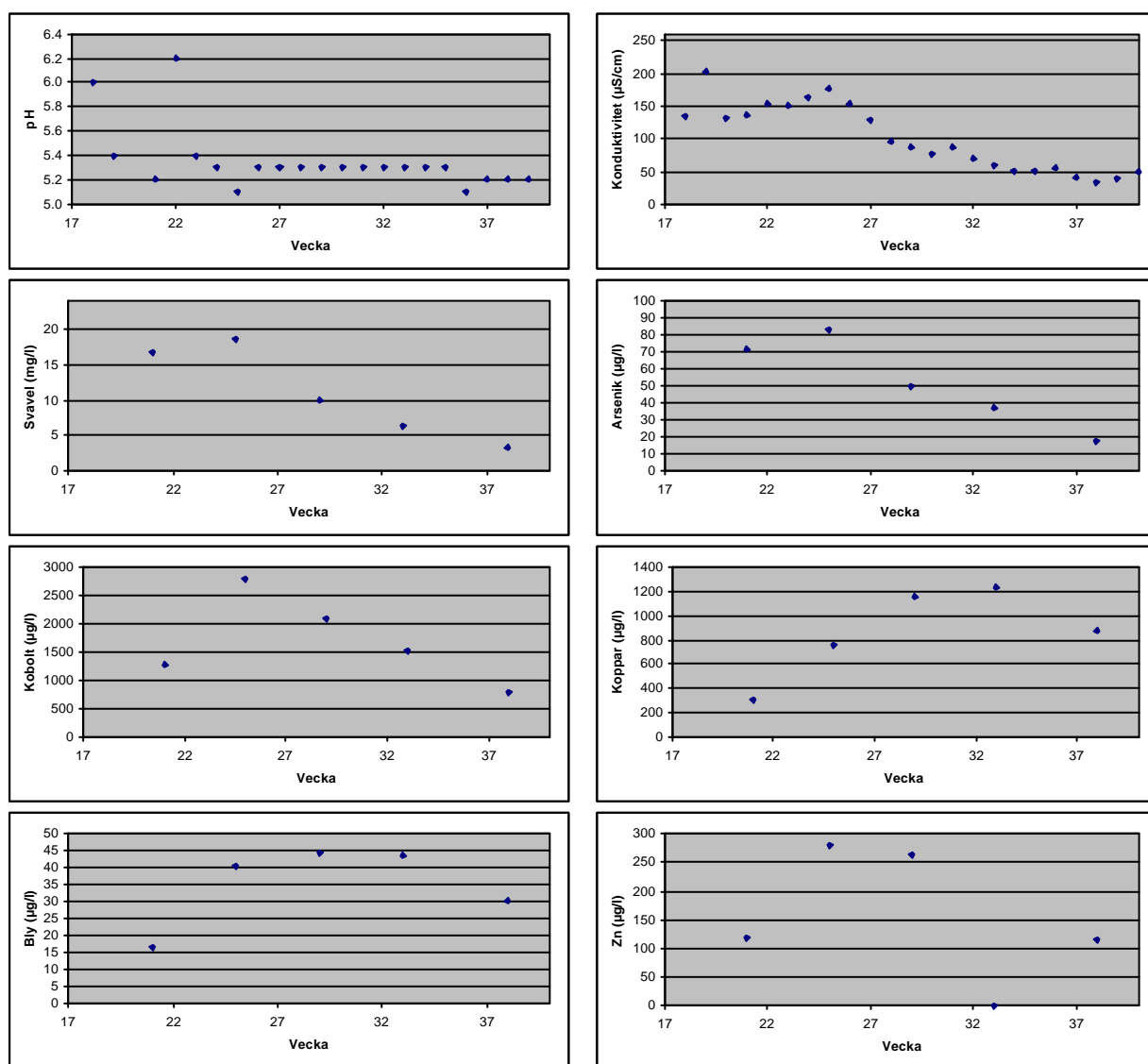
Vid alla fuktkammarförsök tillsätts vatten så att förhållandet mellan vatten och fastfas blir 1 (L/S-kvot 1). Detta innebär att halterna inte ska tolkas bokstavligen. Det är trenderna och haltutvecklingen samt de utlakbara mängderna som är intressanta. Ofta kan det även vara svårt att få igång vittringen under en kort försöksperiod och p.g.a. detta är det inte ovanligt med försök som sträcker sig över flera år.

Alla lakade materialtyper från Gladhammar uppvisar de högsta metallhalterna i början av försöken. Halterna minskar sedan och planar ut till relativt konstanta nivåer för varpen och slaggen. Detta är mycket vanligt vid fuktkammarförsök då en ursköljning av intorkat porvatten och upplösning av metallsalter ofta sker. Efter ett par cykler eller omgångar brukar denna ursköljningseffekt minska, vilket även är fallet med materialen från Gladhammar.

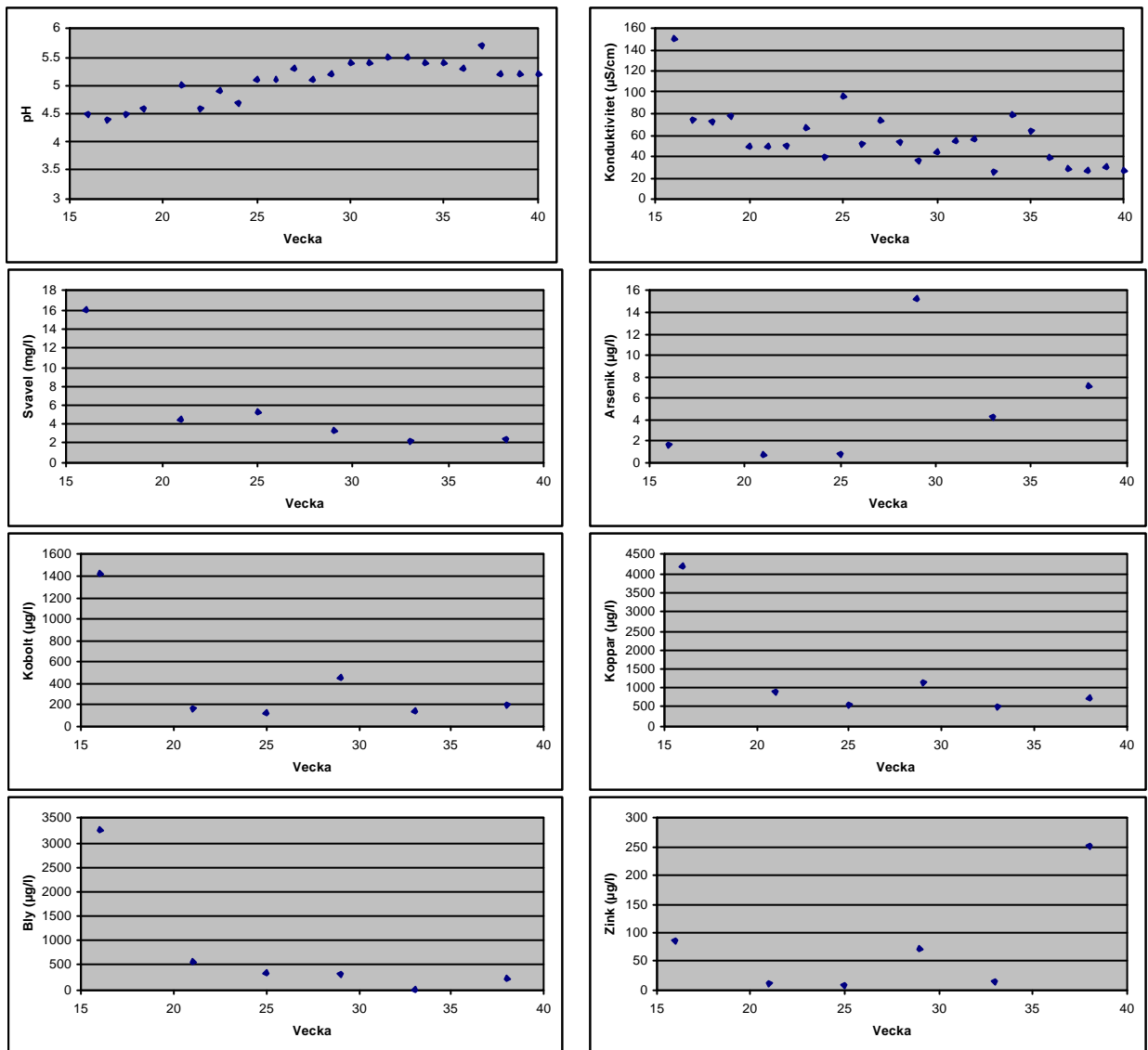
Utav tungmetallerna är det koppar som uppvisar de högsta halterna i slaggen och varpen medan halterna av kobolt är högst i vaskmullen/lakresten. Kopparhalterna varierar mellan cirka 0,5 mg/l upp till som högst 4 mg/l för varpen och mellan cirka 0,22 till 0,46 mg/l för slaggen medan

halterna av kobolt ligger mellan cirka 0,14 mg/l och 1,4 mg/l för varpen och mellan 0,05 mg/l till 0,63 mg/l för slaggen. Arsenikhalterna är generellt relativt låga i lakvatten från både slaggen och varpen jämfört med koppar och kobolthalterna, generellt under 10 µg/l, däremot lakas bly ut i höga halter från varpen, som mest en halt på 3,2 mg/l, men vanligen i halter på ett par hundra µg/l. Blyhalterna i lakvatten från slaggen ligger generellt under 3 µg/l.

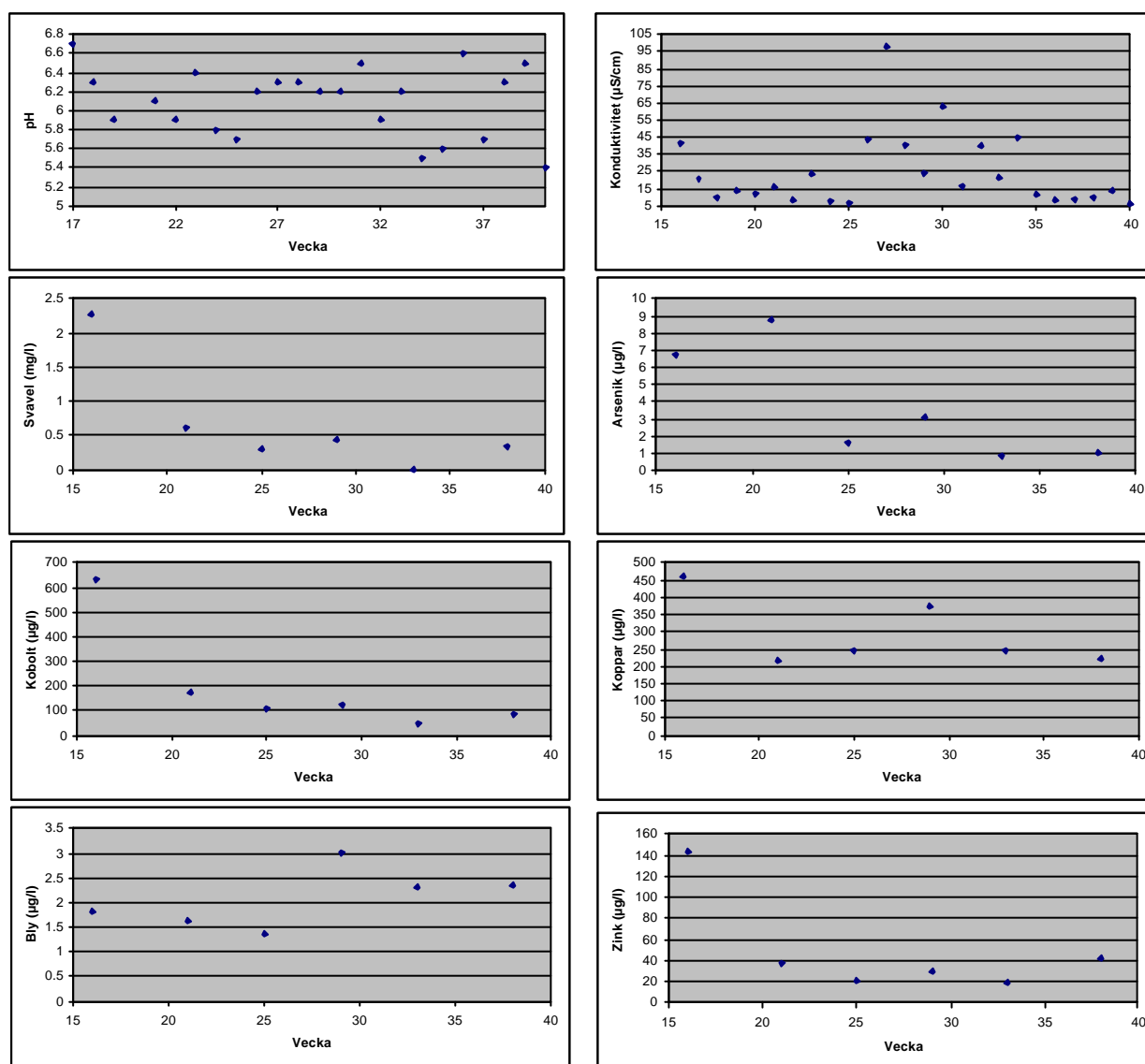
Från vaskmullen/lakresten lakas betydligt mer arsenik ut jämfört med de övriga materialtyperna. Halten arsenik i lakvatten är som högst cirka 83 µg/l och ligger i medel runt 50 µg/l, likaså lakas mer svavel och zink ut. Även koboltutlakningen är högre. I snitt ligger halten kobolt i lakvatten från vaskmullen/lakresten runt 1,7 mg/l, att jämföra med halterna i lakvatten från både varpen och slaggen.



Figur 14. Resultat från fukt-kammarförsök med vaskmull/lakrest.



Figur 15. Resultat från fuktkammarförsök med varp.



Figur 16. Resultat från fukt-kammarförsök med slagg.

Vaskmullen/lakresten håller generellt ett lågt pH, runt 5, under hela försökstiden. pH-värdena varierar mellan 4,9 och 6,2 och är relativt konstanta. Möjligen finns en svag sjunkande trend. Slaggen uppvisar de högsta pH-värdena, mellan pH 5,4 till 6,7. pH-värdena är relativt konstanta under försöket och indikerar att eventuell vittring sker så långsamt att den bildade syran hinner neutraliseras (jmf. med resultaten från syra-bas-räkningarna). När det gäller varpen så ökar pH svagt med tiden. pH startar på 4,4-4,5 och ligger under pH 5 under försökets 10 första veckor för att mot försökets slut öka något och hamna på runt 5,2. Detta pH liknar det pH som uppmätts i vattnet som rinner ut ur stollgången. Det finns inga direkta korrelationer eller samband med ökad metallutlakning som följd av sjunkande pH finns för någon av materialen.

När det gäller konduktiviteterna i lakvattnen så tyder de i alla prover på en relativt konstant utlakning med tiden, bortsett från ursköljningen i början av försöken samt en oförklarlig ökning mellan vecka 25 och 35 för slaggen.

Sammanfattningsvis så lakas tungmetaller ut ur alla proven i relativt höga halter, framförallt gäller detta koppar och kobolt men även bly. De höga halterna under hela försökstiden tyder på att vittring och oxidation sker i proverna. Eventuell ursköljning av intorkade vittringsprodukter och salter är enbart betydande under försöksperiodens första veckor.

Mängdmässigt så ligger t.ex. den totalt utlakade mängden koppar, kobolt och bly under hela försöksperioden för varpen på cirka 5,4 mg koppar, 1,7 mg kobolt och 2,9 mg bly. För slaggen lakas totalt 1,59 mg koppar, 1,28 mg kobolt samt nästan inget bly alls ut. De utlakade mängderna för vaskmullen/lakresten är 3,14 mg koppar, 5,84 mg kobolt och 0,13 mg bly. För arsenik ligger de totala utlakade mängderna på 0,02 mg för varpen, 3,64 mg för slaggen samt 0,17 mg för vaskmullen/lakresten. Zinkutlakningen ligger på mellan 0,3 till 0,6 mg för alla materialen. Mest zink lakas från vaskmullen/lakresten.

Syra-basräkning

När det gäller vaskmullen/lakresten vid Gladhammar så har ett prov en nettoneutralisationspotential som är positiv vilket innebär att den borde bedömas att inte ha någon större framtida försurande potential. Detta beror i detta fall främst på att materialet redan sannolikt är vittrat och inte innehåller svavel eller sulfider i några större mängder. Det beror inte på att materialet innehåller buffrande mineral i någon större koncentration, vilket den låga neutralisationspotentialen indikerar. Det andra enskilda provet och samlingsprovet uppvisar dock negativa nettoneutralisationspotentialer vilket medför att de båda måste anses ha en försurande potential och härmed en potential för framtida vittring.

Samlingsprovet för slaggen har en positiv nettoneutralisationspotential. Neutralisationspotentialen är även den betydligt högre jämfört med de andra materialtyperna. Det beror sannolikt p.g.a. de slaggbildande medel (kalk?) som tillsätts i processen vid smältning av kopparmalm. Slaggen uppvisar även en syrapotentialen i nivå med vissa varpprover beroende på det svavelinnehållet som i sin tur sannolikt beror p.g.a. rester av sulfider i slaggen. Bedömningen är dock att slaggen inte har någon framtida försurande potential eftersom nettoneutralisationspotentialen är positiv.

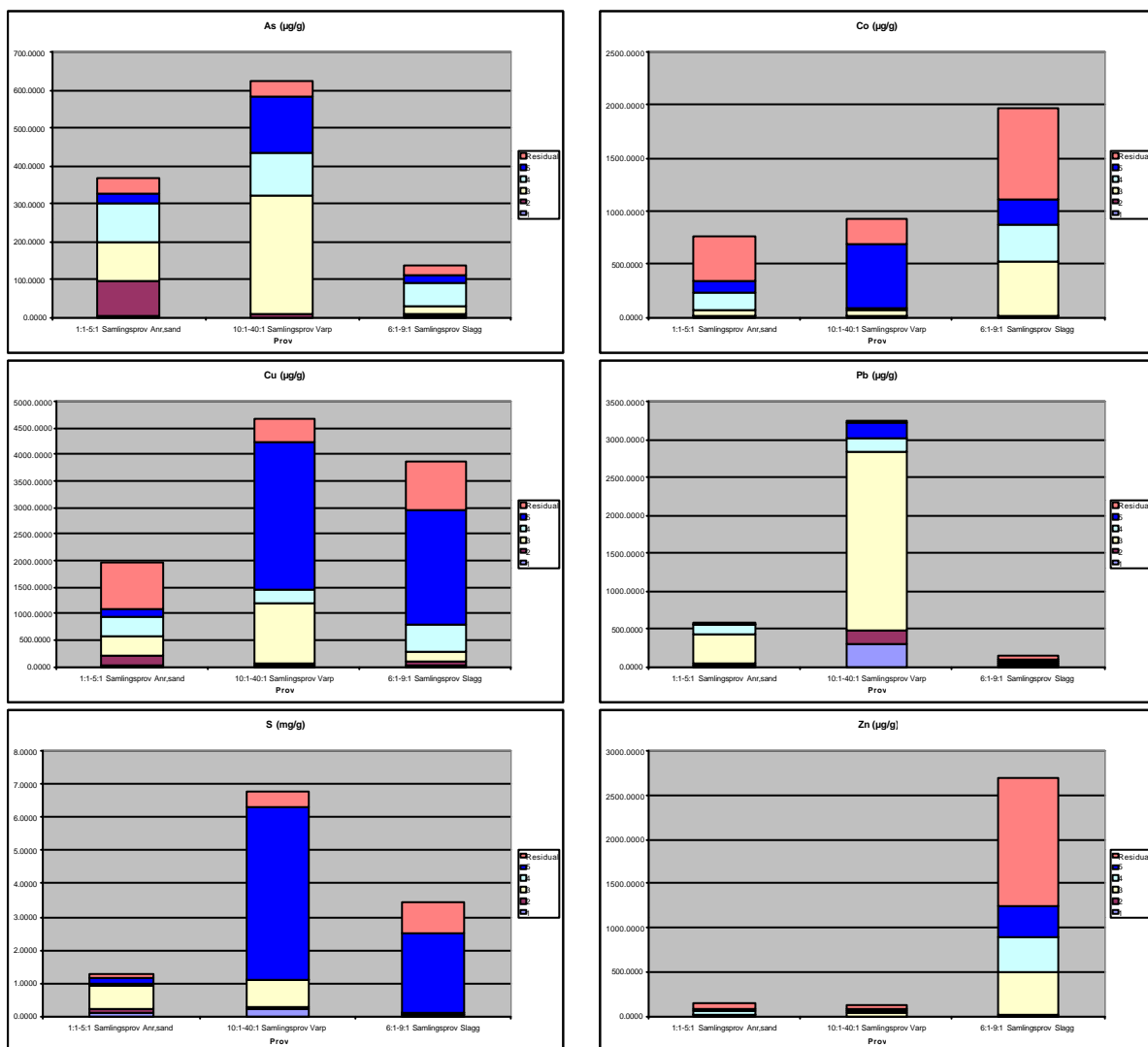
Varpen vid Gladhammars gruvor innehåller mest svavel av alla material och har således även den högsta syraproducerande potentialen beroende på det stora sulfidinnehållet. Neutralisationspotentialen är inte speciellt hög vilket avspeglar bristen på lättbuffrande mineral som karbonater i malmen. Den syrabildande potentialen varierar från cirka 17 upp till 67 kg CaCO₃/ton mtrl. Nettoneutralisationspotentialen är låg och varpen bedöms vara ett potentiellt syrabildande material och har därmed en potential för framtida vittring.

Tabell 11. Sammanställning av syra-basräkningarna. AP=syraproducerande potential, NP=neutralisationspotential, NNP=nettoneutralisationspotential. Om NNP<5 kg CaCO₃/kg mtrl.

Prov	AP	NP	NNP	NNP Medel	Std.av
[(kg CaCO ₃ /ton mtrl)]					
2:1 Anr,sand	25,72	-1,91	-27,63	-27,55	0,15
2:1 Anr,sand	25,72	-1,91	-27,63		
2:1 Anr,sand	25,72	-1,66	-27,38		
2:2 Anr,sand	1,09	1,92	0,83	0,83	0,00
2:2 Anr,sand	1,09	1,92	0,83		
2:2 Anr,sand	1,09	1,92	0,83		
15:1 Varp	17,28	6,40	-10,88	-13,17	1,99
15:1 Varp	17,28	3,08	-14,20		
15:1 Varp	17,28	2,84	-14,44		
27:1 Varp	67,19	1,20	-65,99	-65,19	0,73
27:1 Varp	67,19	2,64	-64,55		
27: Varp	67,19	2,16	-65,03		
39:1 Varp	21,94	7,95	-13,99	-13,85	0,16
39:1 Varp	21,94	8,07	-13,87		
39:1 Varp	21,94	8,26	-13,68		
17: Varp	25,03	-0,24	-25,27	-24,36	0,79
17:1 Varp	25,03	1,20	-23,83		
17:1 Varp	25,03	1,07	-23,96		
29:1 Varp	17,72	3,20	-14,52	-14,04	0,54
29:1 Varp	17,72	4,27	-13,45		
29:1 Varp	17,72	3,56	-14,16		
Saml.prov slagg	12,75	27,30	14,55	13,87	0,66
Saml.prov slagg	12,75	26,58	13,83		
Saml.prov slagg	12,75	25,98	13,23		
Saml.prov anr.sand	4,88	0,00	-4,88	-4,88	0,24
Saml.prov anr.sand	4,88	-0,24	-5,12		
Saml.prov anr.sand	4,88	0,24	-4,64		
Saml. Prov varp	51,56	1,68	-49,88	-50,28	0,50
Saml. Prov varp	51,56	0,72	-50,84		
Saml. Prov varp	51,56	1,44	-50,12		

Sekventiell lakning

Samplingsprover på varp, vaskmull (i detta fall lakrest) samt slagg har genomgått s.k. sekventiell lakning. Lakförsöken kan visa på vilka former metallerna sitter, som salter, bundna i järnhydroxider m.m. Detta kan vara av stor vikt att veta vid valet av eventuell efterbehandlingsmetod. Om en stor mängd metaller t.ex. sitter bundna som salter eller i övrigt är lättlakbara kan det vara mindre bra att lägga avfallen under vatten. I detta fall skulle en torrtäckning vara ett bättre val.



Figur 17. Resultat från de sekventiella lakningarna. På-axeln redovisas utlakningen i µg/g. I figurerna redovisas lakresultaten för de dominerande sulfidbundna elementen d.v.s. arsenik, kobolt, koppar, bly, svavel och zink. Laksteg 1 frigör lättlösliga, adsorberade eller karbonatbundna element, laksteg 2 frigör element bundna till labila organiska föreningar t.ex. humus eller fulvosyror, i steg 3 frigörs element bundna till amorfa järn- och manganoxidhydroxider, i steg 4 frigörs metaller bundna till mer kristallina järnoxidhydroxider, steg 5 frigör element bundna till stabila organiska föreningar och element bundna i sulfider.

Resultaten från lakningarna visar att element som vanligen i huvudsak sitter som sulfider d.v.s. arsenik, kobolt, koppar, bly, svavel samt zink mycket riktigt är sulfidbundna i varpen. Andelen

sulfidbundna element minskar dock för vaskmullen/lakresten och är även låg i slaggen. De sulfidbundna elementen i slaggen består sannolikt till största delen av rester av malm. Den låga andelen sulfidbundna element i provet påvaskmull tyder på att provet är vittrat och/eller utlakat. När det gäller dessa element är andelen lösligt liten. En del svavel tillsammans med bly lakas ut i första laksteget för varpprovet vilket kan tyda på anglesit (blyulfat) finns och löser upp sig. I stort sett inget kalcium påträffas i första laksteget, vilket annars är vanligt när det gäller gruvavfall. I vittrande gruvavfall är gips (kalciumsulfat) ett mycket vanligt mineral som kan lösa upp sig. Gipsbildning kräver dock löst kalcium vilket kan komma från karbonater eller kalciumsilikater. När det gäller bergarterna runt Gladhammar är de mycket karbonatfattiga och innehåller även i övrigt relativt lite kalcium.

När det gäller järn och mangan så finns en hel del järn åter i residualen. I detta fall är den sannolika orsaken magnetit (järnmalm). Magnetit är en viktig beståndsdel när det gäller Gladhammar malmernas sammansättning. Mangan däremot lakas främst ut i steg 3 och 4 d.v.s. består till större delen av manganoxidhydroxider. En del järn lakas även ut i dessa steg.

När det gäller element som arsenik, kobolt, koppar, bly och zink så lakas en relativt stor andel av dessa element ut i laksteg 3 och 4 i alla prover d.v.s. sitter bundna till eller i järn- och manganoxidhydroxider. Vid en eventuell moräntäckning eller vattentäckning där syretillförseln och syrehalterna begränsas kan denna andel komma att lösa upp sig p.g.a. ändrade redoxförhållanden, vilket skulle kunna medföra att dessa, nu bundna element kan komma att mobiliseras. Det skulle således inte vara omöjligt att man efter en efterbehandling skulle kunna uppmäta högre metallhalter initialt i lakvattnen än innan. Denna påverkan bör dock avta med tiden eftersom mängden metaller bundna till dessa oxidhydroxider ändå är begränsad.

Av intresse är den relativt stora andelen arsenik och koppar som sitter bundet tillsammans med organiskt material i vaskmullen/lakresten. Denna relation finns inte för de övriga proven. Sannolikt orsakas detta av humus- och fulvosyror som adsorberats till olika partikelytor t.ex. järnoxidhydroxid i sanden som i sin tur kan "plocka" upp metaller. Detta har bl.a. studerats av Jönsson (1998) som visat andelen adsorberade organiska syror som kan adsorberas till götit (järnhydroxid) ökar med sjunkande pH.

I slaggen återfinns en stor del av metaller som kobolt, koppar, bly och zink i residualen, här sannolikt i form av oxider. Residualen består annars till större delen av silikatbundna metaller som kisel, kalcium, natrium, aluminium m.m. Matrisen i slaggen kan liknas vid en glasmassa. Element som kisel, kalcium, magnesium, natrium, aluminium återfinns även till största delen i residualen när det gäller de övriga två lakade proven. I dessa fall som silikatmineral som t.ex. kvarts, kalifältspat m.m. Kisel uppträder i stort sett enbart i residualen p.g.a. att kisel i stort sett enbart påträffas i silikatbundna mineral eller i slaggens matris i form av kiseloxid.

7.4. Kvantifiering av läckaget från gruvorna ut till Tjursbosjön

Stollgång

Genom de uppmätta flödena samt antagandet att halterna i stollgångsvattnet varit konstanta mellan provtagningsstillfällena har de uttransporterade mängderna från stollgången beräknats uppgå till cirka 55 kg koppar, 9 kg kobolt, 3 kg bly, 2 kg zink samt 106 kg svavel. Mängden arsenik ligger i nivån några enstaka gram.

På årsbasis skulle detta motsvara cirka 65 kg koppar, 11 kg kobolt, 4 kg bly, 2,3 kg zink samt 127 kg svavel ut ur stollgången.

Grundvatten

Grundvattentransporten kan uppskattas med antagandet att höjdskillnaden mellan grundvattentrören vid bergsryggen och Tjursbosjön är cirka 4,2 m och avståndet mellan rören och Tjursbosjön är i snitt cirka 100 m, vilket ger en gradient på 0,042. Bredden på stranden uppskattas till cirka 150 m.

$$\text{Ekv. 13.} \quad v = \frac{K * i}{n}$$

v = strömningshastighet (m/s)

K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

i = dh/dL = hydraulisk gradient

n = porositeten

Inga pumpförsök har utförts men baserat på jordmånen (sandig morän) så uppskattas porositeten till mellan 20-30%, medan den hydrauliska konduktiviteten uppskattas ligga mellan 10^{-6} och 10^{-8} m/s (schablonvärden för sandig morän). Detta ger grundvattenhastigheter på som minst 0,06 och som mest 6,6 m/år.

Baserat på dessa indata och en genomsnittlig tvärsnittsarea på cirka 750 m, där det endast antas att föroreningstransporten sker i de övre grundvattenskiktet (antaget 5 m) så uppskattas grundvattentransporten till Tjursbosjön uppgå till som mest cirka 5000 m³/år.

Denna grundvattenmängd ger med beräknade medelhalter för de inre grundvattentrören (Gv-6, 8 och 9) maximalt uttransporterade mängder enligt tabell 12.

Tabell 12. Beräknade medelhalter och maximalt uttransporterade mängder med grundvattentransport.

Element	Medelhalt	Maximalt uttransporterad mängd (kg/år)
[mg/l]		
Svavel	18,6	93
[µg/l]		
Arsenik	0,22	0,001
Kobolt	2137	10,7
Koppar	2985	14,9
Bly	0,48	0,002
Zink	79	0,40

7.5. Kvantifiering av läckaget från befintliga avfallsupplag

Den direkta vittringen och utlakningen från avfallen är svår att bestämma med fältmätningar. Beräkningarna och uppskattningarna av den årliga vittringen har i stället gjorts med resultaten från fukt-kammarförsöken som visar vittringen i laboratorieskala. Denna vittring är dock inte alltid jämförbar med vittringen i naturen p.g.a. skillnader i temperatur, fuktighet, biologisk aktivitet m.m.

Baserat på den totala vittringen och utlakningen av de olika metallerna under den 23 veckors period som fukt-kammarförsöken pågick så visar resultaten från beräkningarna att den totala utlakningen utslaget på all varp i Gladhammarområdet är cirka 2086 kg koppar, 637 kg kobolt och 1127 kg bly årligen. För vaskmullen/lakresten och slaggen skulle motsvarande beräkningar ge årligt utlakade mängder på cirka 18 kg koppar, 34 kg kobolt och 0,7 kg bly respektive 54 kg koppar samt 43 kg kobolt samt knappt någon bly alls.

Tabell 13. Beräknade årliga föroreningsmängder från vittring av avfall baserade på fukt-kammarförsöken.

Element	Utlakad mängd för varp (kg)	Utlakad mängd för slagg (kg)	Utlakad mängd för vaskmull/lakrest (kg)	Totalt utlakad mängd (kg)
As	9,5	124	1	135
Co	637	43,4	33,7	714
Cu	2086	53,8	18	2158
Pb	1127	~0	0,73	1128
S	8731	149	231	9111
Zn	135	10,2	3,28	148

Vid en jämförelse mellan dessa mängder och de mängder som verkligen transporteras ut ur stollgången samt i grundvattnet visar att stora mängder metaller åter igen måste fastläggas i avfallen eller den underlagrande marken. Denna fastläggning kan t.ex. ske som saltutfällning eller som adsorption till järn- och manganhydroxider. Att detta är ett faktum indikeras av resultaten från de sekventiella lakningarna där relativt stora andelar av metallerna som finns fastlagda lakas ut i dessa steg. En annan möjlighet är att olika kemiska processer sker ner i gruvorna och i gruvvattnet som fastlägger metaller. Möjligen finns det tyngre metallhaltigt vatten på djupet nere i gruvorna.

7.6. Föroreningstransport ut från Tjursbosjön

Uttransporten från Tjursbosjön har under provtagningsperioden beräknas genom antagandet att Tjursbosjön avvattnar ett område på cirka 10,12 km² och att årsmedelavrinningen är cirka 200 mm/år. Detta motsvarar en årlig tillförsel av vatten på cirka 2 miljoner m³. Om sjön ska vara i s.k. steady-state d.v.s. sjöytan håller samma nivå måste samma volym strömma ut ur sjön som in årligen.

Med medelhalterna under provtagningsperioden så betyder detta att den årliga transporten är cirka 153 kg koppar, 27 kg kobolt, 18 kg zink, 6739 kg svavel och cirka 4 kg bly ut ur Tjursbosjön. Dessa mängder överensstämmer väl med de uppskattningar som gjordes av Johansson och Willaredt (1992).

7.7. Långsiktig risk för föroreningsläckage från gruvområdet

Avfall

Erfarenhetsmässigt kan oxidation och vittring av sulfidmineral i gruvavfall fortgå under hundratal om inte tusentals år. Generellt brukar oxidationen avta något med tiden eftersom de kvarvarande sulfiderna blir mer svårillgängliga för luftens syre.

Om det antas att halterna och de transporterade mängderna i grundvattnet och stollgången står i proportion med den aktuella vittringen så skulle den nuvarande totala transporten av koppar och kobolt med stollgången och grundvattnet teoretiskt kunna fortgå i samma takt ytterligare mellan 500 och 1500 år. Detta om det även antas att det endast är de mängder som är totalt oxiderbara som lakas ut. I jämförelse med de totala mängderna som finns samlade i avfallen skulle denna transport kunna pågå upp till 4500 år innan t.ex. all koppar lakats ut.

Halterna som uppmättes i stollgången för cirka 10 år sedan av IVL är i stort sett identiska med de som uppmäts idag. Säsongsvariationen är även mycket liten. Det finns med andra ord ingenting som tyder på en minskad utlakning inom en rimlig framtid utan det mesta talar för att utlakningen kommer att fortgå i samma takt och med samma halter i minst ett par hundra år till. En naturlig minskning i de utlakade mängderna bedöms inte vara sannolik inom en snar framtid.

Sjösediment

Det är möjligt att de upplagrade metallerna i Tjursbosjöns sediment i dag och i framtiden utgör/kan utgöra en källa för spridning. Idag finns inte något tillräckligt dataunderlag för att bedöma detta. Inga porvattenstudier har t.ex. genomförts. Det finns dock en diskrepans mellan t.ex. den koppar som förs ut från Tjursbosjön (155 kg) och vad som förs in med grundvatten (15 kg) och med stollgången (65 kg). Skillnaden är cirka 75 kg. En del kan förklaras med de naturliga bakgrundshalterna (uppskattade till cirka 1,5 kg av Johansson och Willaredt, 1992) och en del med vittring av avfallen längs stranden. Vittringen av avfallen vid stranden uppskattas till totalt 172 kg där varpen vid stranden står för cirka 106 kg, slaggen för 48 kg samt vaskmullen för 18 kg. Skillnaden är cirka 99 kg. I dagsläget verkar det med andra ord som om Tjursbosjön är en fälla vid de förhållanden som råder idag. pH-värdet är i dagsläget högt i sjövattnet vilket bör medföra att sjön är en relativt effektiv fälla. Detta förhållande kan dock snabbt ändras t.ex. vid en försurning och det bör utredas om sjön verkligen fungerar som en källa eller en fälla för metaller och hur stor inverkan pH har.

En mycket grov överslagsberäkning av upplagrade metallmängder i sedimenten kan göras med de sjösedimentdata som finns tillgängliga. Om densiteten hos sedimenten antas vara ca 1,1 ton/m³, porositeten cirka 70 % och att sedimenten innehåller i medel cirka 5900 mg/kg TS koppar 765 mg/kg TS kobolt och 740 mg/kg TS bly skulle detta innebära att det finns totalt cirka 617 ton koppar, cirka 80 ton kobolt samt 77 ton bly upplagrade i de översta 0,2-0,3 m sediment. Baserat på den nuvarande uttransporten från Tjursbosjön och om sedimenten skulle vara den dominerande källan så finns det en potential för ytterligare mellan 3000 till 4000 års uttransport av enbart koppar upplagrade i sedimenten, förutsatt att transporten skulle fortsätta med samma hastighet.

8. RISKBEDÖMNING

8.1. Huvudsakliga föroreningar och deras farlighet

De dominerande metallerna i alla media vid Gladhammars gruvor är framförallt kobolt och koppar. Höga halter av bly och arsenik (främst i vaskmull) har också påträffats. Zinkhalterna är dock generellt relativt måttliga både i avfall och vatten. Kvicksilverhalterna och utlakningen av kvicksilver bedöms dock som låga. Alla dessa metaller, förutom zink, klassas ha en hög till mycket hög farlighet enligt naturvårdsverkets MIFO-modell.

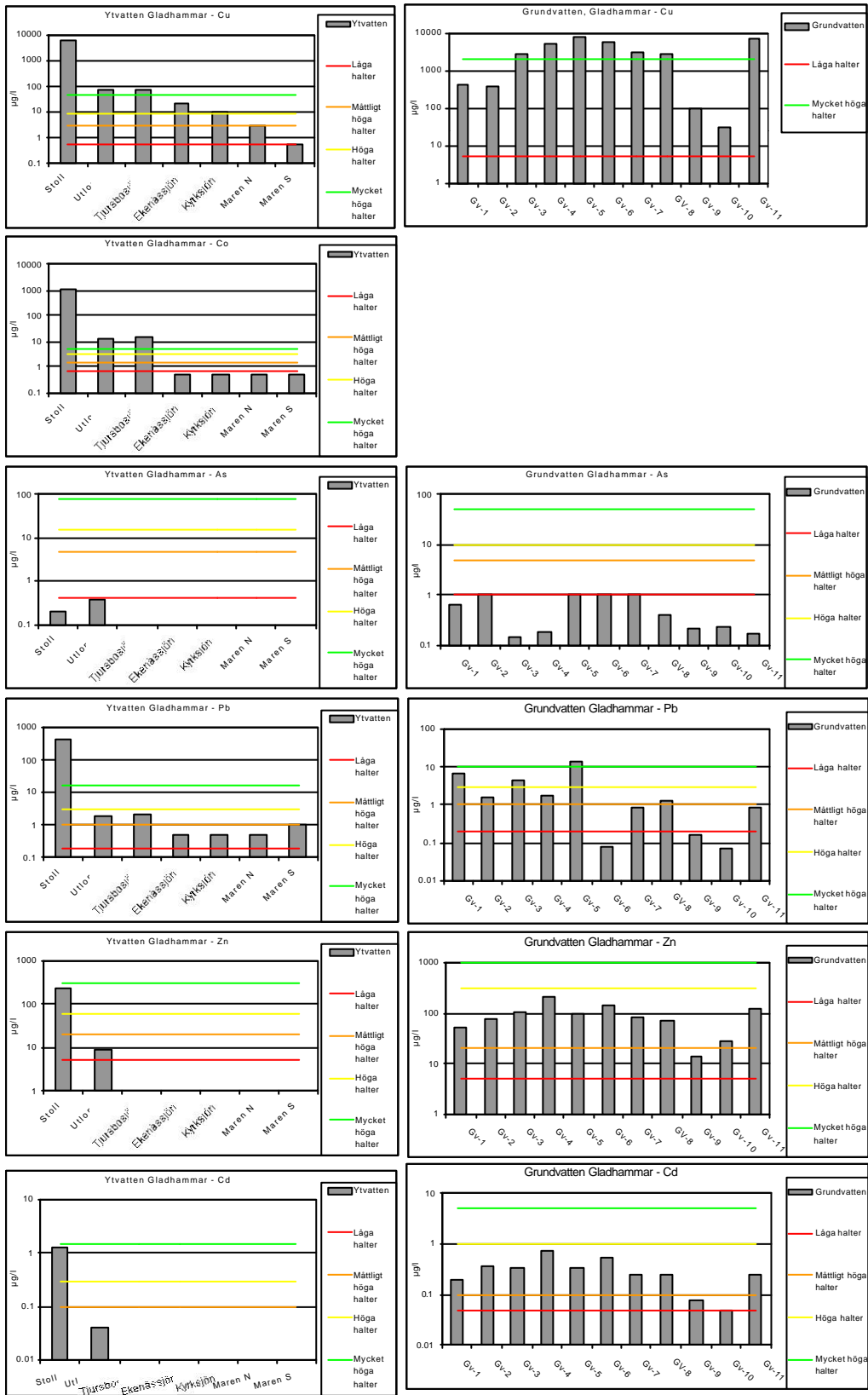
Kobolt är ett essentiellt spårämne som finns i B12 vitamin. Brist på kobolt leder bl.a. till anemi. Koboltsalter absorberas från mag-tarmkanalen (cirka 25 %) och större delen utsöndras via urinen. De högsta koncentrationerna i kroppen finns i fett, men även lever och hjärta uppvisar en viss retention. Efter högt intag av koboltföreningar är den vanligaste effekten polycytemi. Även illamående, kräkningar och i vissa fall kolik är typiska. (Bergman *et.al.*, 1987).

Birgersson *et.al.*, (1983) anger att "Kobolt är vid sidan av krom en av de vanligaste orsakerna till allergiska eksem. Koboltallergi förekommer ofta samtidigt med nickelallergi. Vid intag av större mängder kobolt kan hjärtat och sköldkörteln påverkas. Några samverkans effekter har inte observeras. Det är känt att i små koncentrationer är kobolt essentiellt och t.o.m. tillväxtbegränsande. Det kan dock vara lämpligt att utreda mer vilka toxiska effekter som kobolt i sediment och vatten har på lägre organismer. Koppar som finns i höga koncentrationer är mycket giftigt för akvatiska organismer. Zink är en essentiell metall för de flesta organismer. Zink är dock toxisk för akvatiska organismer i alltför höga koncentrationer. Bly är en metall som är giftig för de flesta organismer. Hos människan kan den påverka syntesen av hemoglobin i blodet och foster kan drabbas av mentala störningar vid relativt låga koncentrationer (över 10 µg/l). Arsenik är ett ämne som är känt att kunna ge cancer.

De allvarligaste riskerna förknippade med metallläckaget från Gladhammars gruva bedöms inte i huvudsak vara effekter på människors hälsa (förutom arsenik i vaskmullen) utan på de lägre stående organismerna i vattnet. Växtplanktonen är till synes den mest drabbade organismgruppen. Påverkan av denna typ av metallförgiftning slår underifrån och uppåt i näringsväven. Särskilt är den mikrobiella nedbrytningen i systemet starkt störd. Att det är de höga kopparhalterna som ger de största negativa effekterna är högst sannolikt och det återspeglas alltså i hela ekosystemet.

8.2. Tillståndsklassning av yt- och grundvatten samt sediment

De undersökningar som ligger till grund för tillståndsklassningen är främst från Johansson och Willaredt (1992) samt de nu utförda kompletterande undersökningarna. Som underlag för tillståndsklassningen har naturvårdsverkets rapporter 4913, 4914 samt 4915 använts.



Figur 18. Tillståndsklassning för ytvatten (t.v.) och grundvatten (t.h.). Observera att klasserna för kobolt (grundvatten och ytvatten) samt koppar (grundvatten) inte är baserade på naturvårdsverkets klasser. För förklaring se text.

Eftersom jämförvärden saknas för kobolt, både för ytvatten, sediment och grundvatten har för enkelhetens skull data från en opåverkad sjö i Svappavaaratrakten (Pilkarijärvi) i Norrbotten (Holmström och Wennström, 1996) använts som jämförvärden. Sjön ligger i ett område med graniter och gnejser d.v.s. sura bergarter precis som de runt Gladhammar. Pilkarijärvi har även ett litet och begränsat avrinningsområde utan vare sig industrier eller större samhällen i närheten. Medelhalten kobolt i sjöns sediment är cirka 10 mg/kg TS och halten kobolt i vattenpelaren är cirka 0,77 µg/l. Tillståndindelningen har sedan räknats ut, i brist på annat, genom användning av omräkningsfaktorer tagna från naturvårdsverket rapport 4913 för koppar (koppar har använts eftersom metallen har ett beteende som liknar kobolt i naturen).

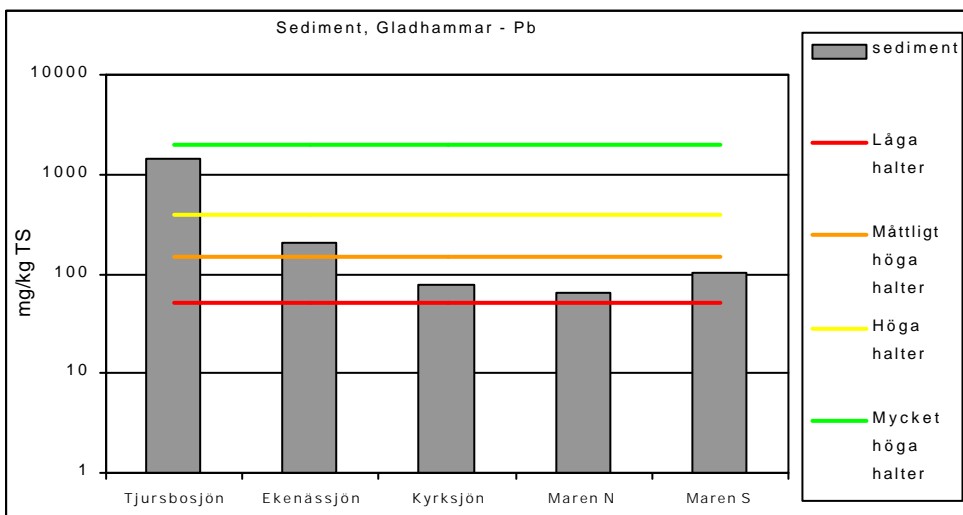
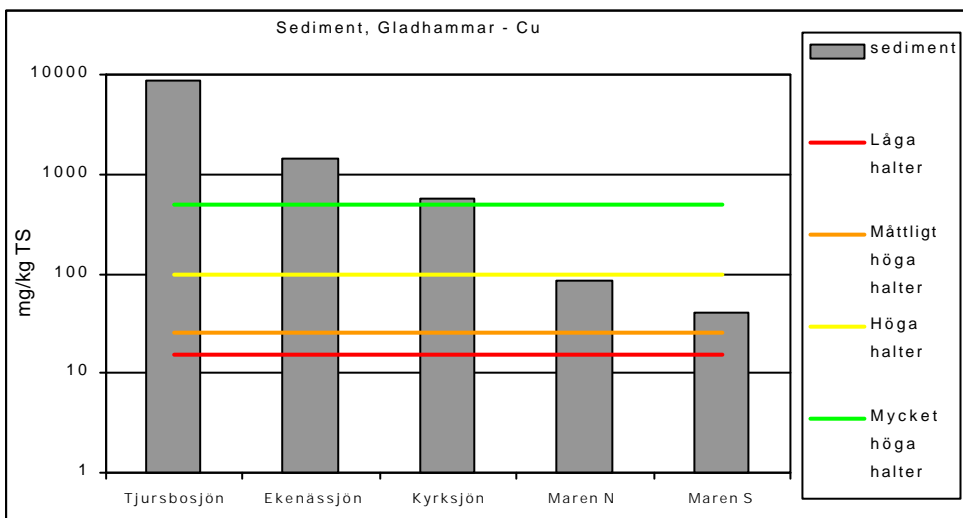
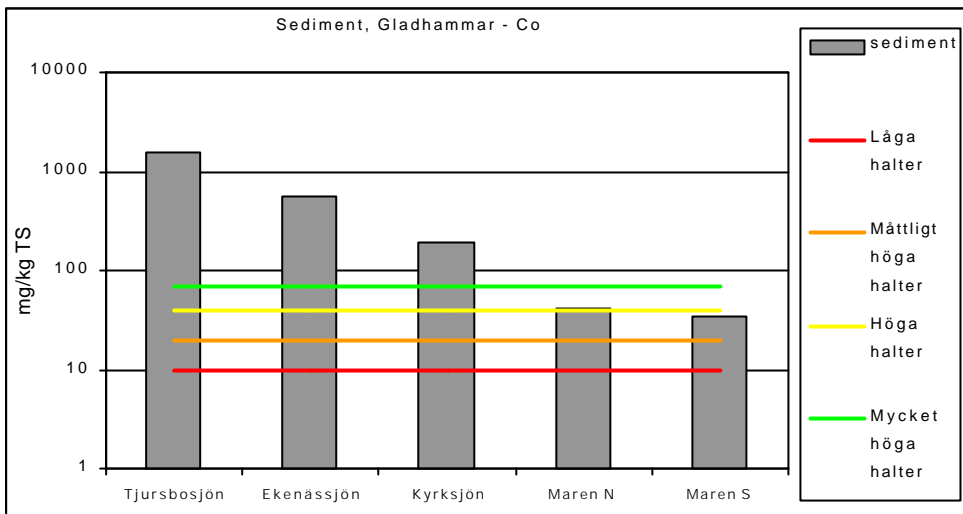
Jämförvärden saknas även för koppar och kobolt i grundvatten. Enligt naturvårdsverkets rapport 4915 så ligger dock den 90e percentilen för kopparhalter i grundvatten på cirka 5 µg/l, vilket har använts som ett värde för gränsen till låga halter. Gränsen till mycket höga halter har satts efter livsmedelsverkets gränsvärde (2 mg/l) då kopparhalten blir hälsovådlig. För kobolt har inga värden alls kunna ansättas eftersom relevanta data helt saknas.

Kopparhalterna klassas som mycket höga i vattnet ut från stollgången och även ute i Tjursbosjön samt vid utloppet. En gradient med sjunkande halter längs sjösystemet ut mot Maren är tydlig. Kopparhalterna är dock fortfarande höga både i Ekenässjön och Kyrksjön. Denna påverkan har för koppar avtagit i södra ändan av Maren. Gradienten är även tydlig för metallerna kobolt och bly. Kobolthalterna klassas som mycket höga ända ut till Tjursbosjöns utlopp. Ingen påverkan syns dock i sjöarna nedströms.

Halterna av koppar klassas som mycket höga i alla grundvattenrör som är lokaliserade centralt nedanför gruvområdet längs med stranden vilket tyder på att lakvatten strömmar nedför berget från avfallen på Kärringryggen. Halterna är dock lägre i rören som är placerade utanför själva brytningsområdet, främst Gv-1, 9 och 10. Bly-, zink och kadmiumhalterna klassas generellt som måttligt höga.

När det gäller sedimenten i sjösystemet så finns det en tydlig trend med höga metallhalter från Tjursbosjön ned igenom de nedströms liggande sjöarna. Halterna av koppar och kobolt klassas som mycket höga ända ned till Kyrksjön. Nedströms Kyrksjön sjunker koppar- och kobolthalterna ned till att klassas som måttligt höga. Blyhalterna i Tjursbosjön klassas som höga medan de i Ekenässjön är måttligt höga. Nedströms Ekenässjön i Kyrksjön och Maren klassas blyhalterna som låga. En tydlig påverkan finns således ända ned till Maren. I den södra delen av Maren har den dock till stor del avtagit.

ITM provtog 1992 fyra sedimentproppar. En i vardera Tjursbosjön, Ekenässjön, Kyrksjön och Maren. Till skillnad från Johansson och Willaredt (1992) så analyserades även kvicksilver. Generellt så klassas kvicksilverhalterna som låga till mycket låga. I de ytliga sedimenten (1-3 cm) i Tjursbosjön uppmättes dock halter på upp till 2,1 mg/kg TS. Halter som klassas som höga.



Figur 19. Tillståndsklassning för sediment. Data från Johansson och Willaredt (1992).

8.3. Föroreningsnivå och spridningsförutsättningar

De undersökningar som har utförts i recipientsystemet visar att främst koppar, kobolt och bly fortfarande läcker från gruvområdet och transporteras in till och vidare ut ur Tjursbosjön till nedströms liggande sjöar. Mycket höga medelhalter av bl.a. koppar, bly och kobolt har uppmätts i ytsedimenten i sjön vilket indikerar att Gladhammars gruvor även idag är en källa som tillför metaller till sjösystemet. För alla aktuella metaller finns generella riktvärden tillgängliga när det gäller förorenad mark, dock inte för sediment. Däremot har nederländska naturvårdsverket (RIVM) arbetat fram förslag på s.k. "serious risk concentrations (SRC)" (RIVM, 2001) när det gäller sediment. För kobolt ligger detta värde på 3200 mg/kg TS, koppar 660 mg/kg TS, bly på 3210 mg/kg TS, arsenik 3300 mg/kg TS och kadmium 820 mg/kg TS. Dessa värden liknar mycket de äldre "intervention values" och diskussion pågår hur SRC-värdena ska omarbetas till "intervention values".

Halterna i sjösedimenten i Tjursbosjön ligger under de nederländska SRC-värdena när det gäller bly och koppar och sannolikt även för arsenik eftersom SRC-värdet är högt. Däremot ligger medelkopparhalten i ytsedimenten i Tjursbosjön på 6920 mg/kg TS vilket kan jämföras med det nederländska SRC-värdet på 660 mg/kg TS. Halterna i Tjursbosjöns sediment ligger således betydligt högre. Samma gäller för de få analyser som finns för Ekenässjön. Även halterna av löst koppar och kobolt i sjöarnas vatten är höga till mycket höga.

Föroreningsnivåerna upplagrade både i avfallen och i sjösedimenten bedöms som mycket stor enligt naturvårdsverket riktlinjer (tabell 14).

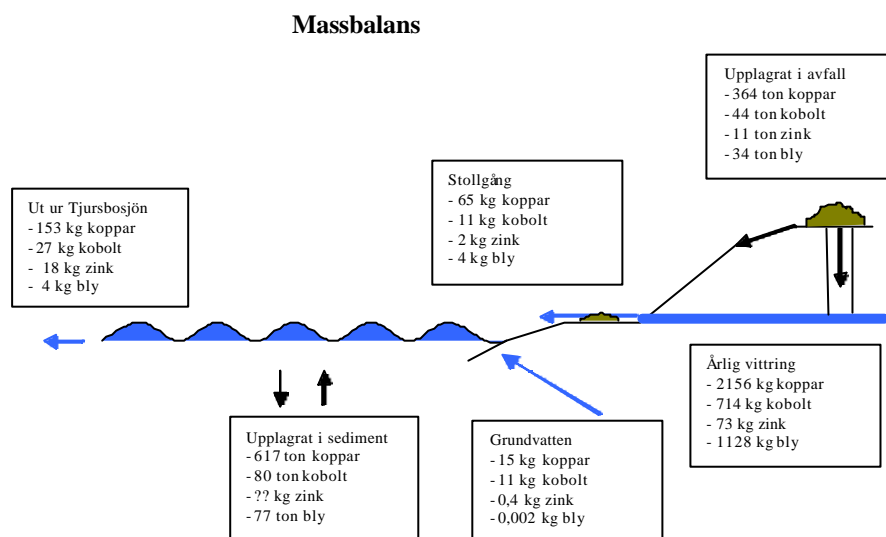
Gladhammars gruvfält består av flera olika mindre gruvor som är sammanlänkade med orter och schakt. Orterna/schakten är fyllda med vatten upp till den "naturliga" grundvattennivån. Vatten bräddas sedan genom stollgången från Holländaregruvan till Tjursbosjön. Ursprungskällorna till detta metallflöde genom stollgången är lakvatten från varphögarna som rinner ned i gruvan och/eller vittring i de delar av orterna/schakterna som är belägna ovan grundvattenytan. Under den tid som provtagning pågick i denna undersökning har cirka 65 kg koppar, 11 kg kobolt, 4 kg bly, 2 kg zink samt 127 kg svavel läckt ut på årsbasis enbart ur stollgången. IVL har även vid ett tillfälle under 1992 provtagit stollgången. Halterna då på 6200 µg/l koppar och 1100 µg/l kobolt var i stort sett identiska med de halter som nu uppmätts. Samma gäller för bly och zink. Det kan således antas att utsläppen under denna 10-års period uppgått till mer än ett halvt ton koppar, cirka 100 kg kobolt, nästan 1,5 ton svavel samt ett tiotal kg av bly, zink och nickel. Detta motsvarar grovt vittringen av cirka 310 kg ren koboltglans, 1,9 ton kopparkis, ett tiotal kg blyglans och zinkblände samt cirka 900 kg ren pyrit.

Tabell 14. Beräknade föroreningsmängder från olika källor.

Element	Stollgång (kg/år)	Grundvatten (kg/år)	Utlopp Tjursbo- sjön (kg/år)	Upplagrat i sedi- ment (kg)	Upplagrat i avfall (kg)	Utlakning avfall (kg/år)
Svavel	127	93	6739	-	343 000	9110
Kobolt	11	10,7	27	80 000	43 500	714
Koppar	65	14,9	153	617 000	364 000	2156
Bly	4	0,002	4	77 000	34 000	1128
Zink	2	0,40	18	-	11 000	73
Arsenik	~0	0,001	0,7	-	9700	148

Lakvatten från högarna med varp/gräberg och slagg från den äldre gruvdriften avrinner även direkt till Tjursbosjön. Detta visas av de höga metallhalter i grundvattenrören. Grovt beräknat står detta diffusa utsläpp för som minst 0,05% (bly) upp till som mest 39% (koppar) av de totala mängderna som transporterats ut från Tjursbosjön.

Sjösediment används ibland som ett slags historiskt arkiv. Sedimentproppen som togs av ITM visar på att bakgrundshalterna borde vara omkring 67 mg/kg TS koppar och 65 mg/kg TS kobolt. Detta kan jämföras med dagens halter i ytsediment på 6920 mg/kg TS Cu och 497 mg/kg TS Co. Det är välkänt att metaller kan anrikas i ytsediment p.g.a. sorption på järn och mangan-oxidhydroxider. Kring Svappavaara, där koppar har hanterats under 1600- och 1700-talen ligger dock kopparhalterna på maximalt ca 300 mg/kg TS (Holmström och Wennström, 1996). En jämförelse med halterna i Tjursbosjön indikerar att Gladhammars gruvfält fortfarande läcker stora mängder metaller ut till sjön årligen. Det är också möjligt att de upplagrade metallerna i Tjursbosjöns sediment i dag utgör en källa för spridning. Om enbart sedimenten skulle vara den dominerande är källan så finns det en potential för ytterligare mellan 3000 till 4000 års uttransport av t.ex. koppar upplagrade i sedimenten.



Figur 20. Schematisk skiss över de olika massflödena vid Gladhammars gruvor.

Element som arsenik, bly, koppar och kobolt har alla olika förutsättningar för spridning. Faktorer som generellt påverkar spridningen är bl.a. pH, redox-potential, mängd organiskt material m.m. Gemensamt är dock att de alla är starkt pH-beroende. Ett sjunkande pH medför generellt en ökad utlakning förutom för arsenik där det omvända gäller. Om pH drastiskt skulle sjunka i t.ex. Tjursbosjön skulle detta kunna medföra en ökad utlakning. Detta samband är dock inte alltid enkelt vilket kan exemplifieras med en undersökning av två sjöar gjord av Carignan och Nriagu (1985). Båda sjöarna var belägna nära smältverk, vilket medför att sjöarna får ta emot metaller genom atmosfärisk deposition. En av sjöarna hade ett mycket lågt pH, cirka 4,5 medan den andra hade pH 7,5. Det visade sig att halterna av metaller i den sura sjön var högre jämfört med den mer neutrala sjön. Detta var dock väntat p.g.a. det låga pH-värdet och det kontinuerliga nedfallet av försurande produkter och metaller. Det visade sig dock att pH-värdet var högre i sedimenten och porvattnen i denna sura sjö jämfört med själva sjövattnet, vilket i sin tur medförde att vissa metaller t.o.m. diffunderade ned i sedimenten och fastlades i stället för upp. Diffusion av t.ex. koppar och nickel från sedimenten var i detta fall försumbart trots det låga pH-

värdet. Ett lågt pH-värde i vattenpelaren behöver således inte betyda lågt pH i sedimenten och porvattnen.

P.g.a. den nuvarande utlakningen och reaktiviteten på avfallen samt risken för en ökad utlakning i framtiden, främst från Tjursbosjön, bedöms spridningsförutsättningarna som stora.

8.4. Spridningsvägar och recipienter

De huvudsakliga spridningsvägarna för föroreningar bedöms vara vittring och oxidation av avfallen belägna uppe på Kärringryggen samt delvis även avfallen belägna längs stranden. Föroreningarna förs sedan genom nederbörd, ytavrinning och infiltration ned till grundvattnet och sedan diffust ut till Tjursbosjön eller direkt ned i själva gruvan och sedemera ut genom stollgången direkt ut till Tjursbosjön. Viss föroreningstransport kan även ske genom diffusion av metaller från Tjursbosjöns sediment. Det är inte heller omöjligt att viss resuspension av förorenade sediment kan ske i grundområdena närmast stranden vid kraftiga stormar.

En idag inte kvantifierbar föroreningstransport kan även ske från slaggen belägen vid Torsfallsån, på andra sidan Kärringryggen och själva gruvområdet. Detta område ingår dock inte i Tjursbosjöns avrinningsområde.

Den huvudsakliga recipienten är Tjursbosjön eftersom de flesta gruvhåll och avfall ligger inom Tjursbosjöns avrinningsområde. Vattnet rinner sedan ned till Ekenässjön som även den uppvisar en påverkan, ned till Kyrksjön och vidare ut i Maren som i stort sett är opåverkad i dess södra del.

8.5. Känslighet/skyddsvärde

Gladhammars gruvfält ligger relativt nära bostadsbebyggelse. Minst en permanentbostad finns i direkt anknytning till gruvområdet och en vandringsled går i direkt anknytning och över avfallen vid Tjursbosjöns strand. På platsen vistas inte stadigvarande personer med levnadssätt som skulle innebära en ökad exponeringsrisk. Känsligheten bedöms som stor enligt Naturvårdsverkets riktlinjer. Några känsliga eller hotade arter eller specifikt skyddsvärda ekosystem är inte kända i området förutom att en flodkräfta påträffades i Tjursbosjöns södra del i anslutning till provfisket som utfördes av Widström, 2000. Flodkräftan är en rödlistad art.

Enligt samma riktlinjer bedöms skyddsvärdet för mark och grundvatten som helhet som stort, eftersom det finns områden både runt Tjursbosjön och Ekenässjön som anses vara skyddsvärda. Grundvattenuttag sker också i närheten av gruvområdet bl.a. vid Smedjemåla.

Den huvudsakliga recipienten Tjursbosjön bedöms ha ett skyddsvärde, dock litet, enligt Naturvårdsverkets riktlinjer medan sjöarna nedströms bedöms ha ett måttligt skyddsvärde. Se åter avsnitt 3.2.

Det ska dock påpekas att inga heltäckande biologiska undersökningar eller inventeringar av naturmiljön eller det akvatiska livet i sjöarna är kända eller har genomförts inom ramen för detta projekt för att ge underlag till en närmare bedömning av skyddsvärdet. Bedömningen av skyddsvärdet är således behäftad med större osäkerhet än övriga bedömda faktorer.

8.6. Samlad riskbedömning

De i avfallen påräffade föroreningarnas farlighet bedöms som måttligt högt till mycket högt (arsenik och bly mycket hög samt koppar, kobolt hög samt zink måttlig). Den nuvarande utlakningen av föroreningar och de stora upplagade mängderna i både sediment och avfall bedöms som stora. Skyddsvärdet för området och sjöarna nedströms bedöms som måttligt till stort medan känsligheten bedöms som stor. Risken som finns för kontinuerlig utlakning i ytterligare hundra till tusentals år måste även den anses vara betydande. Med hänsyn till detta så måste Gladhammars gruvområde fortsättningsvis anses vara en mycket stor risk och placeras i riskklass 1. Riskerna är främst ekotoxikologiska, men i viss mån även humantoxikologiska. Den humantoxikologiska risken utgörs främst av de arsenikhaltiga avfallen som ligger lätt tillgängliga längs Tjursbosjöns strand.

Ett inte otänkbart scenario för framtiden kan vara en kontinuerlig utlakning av metaller i ytterligare ett hundratal år. Detta kan komma att innebära att Tjursbosjön mätas och inte fortsättningsvis kan fungera som en eventuell metallfälla, vilket innebär att föroreningsplymen rör sig vidare ned genom sjösystemen. På detta sätt kommer främst Ekenässjön och Kyrksjön att påverkas. Dessa sjöar kommer att hamna i ett tillstånd liknande Tjursbosjön idag, med höga metalthalter i både sediment och vatten. En ytterligare försämring av situationen skulle bli följden av en försurning av Tjursbosjön.

9. Tänkbara åtgärder

9.1. Förutsättningar för åtgärder

Framförallt Tjursbosjön men även nedströms liggande sjösystem och möjligen även Torsfallsån utsätts av ett pågående metallläckage från avfall härstammande från den tidigare metallutvinningen vid Gladhammars gruvor. Utläcket medför främst problem för biota, men halterna av framförallt arsenik i avfallen är även såpass höga att de direkt utgör en hälsorisk för människor.

De huvudsakliga källorna till läcket till sjösystemet är det gruvvatten som rinner ut i det sprängda dräneringsschaktet, stollet, i Holländaregruvan samt det vatten och grundvatten som strömmar genom området längs bergsidorna till sjön och som kontamineras av vittringsprodukter från det avfall som är lokaliserat uppe på Kärringryggen. Även direkt vittring och ursköljning av vittringsprodukter från det avfall som ligger längs stranden är en källa. De metaller som finns upplagrade i Tjursbosjöns sediment kan även de utgöra en källa med stor potential för spridning till nedströms vattendrag.

De åtgärder som är aktuella för Gladhammar gruvområde syftar till en begränsning av läcket med dränagevatten från gruvor och dagbrott och risken för direktexponering, dels en minskning av den pågående vittringen och uttransporten av vittringsprodukter från de befintliga avfallen samt möjligen åtgärder för minskning av eventuell spridning från bottensedimenten i Tjursbosjön.

Vid planeringen av åtgärder måste man även ta hänsyn till omgivningsfaktorer som kulturmiljö, friluftsliv m.m. De ödelagda gruvorna ingår i ett större område som är riksintresse för kulturmiljövården., vilket innebär att området ska skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada kulturmiljön.

9.2. Begränsning av föroreningstransporten från gruvorna till sjön

Den enskilt viktigaste ågården för att begränsa föroreningstransporten med yt- och dränagevattenflöden till sjön bedöms vara att minska flödet av föroreningar med gruvvatten från gruvhåll och dagbrott genom stollgången. Enbart för koppar och kobolt står detta flöde för cirka 40 % av det som totalt transporteras ut ur Tjursbosjön. Övriga ågärder är att ta bort avfallen som finns längs stranden som kontinuerligt lakas samt minska det diffusa flödet av föroreningar med grundvattnet.

Minskningen av flödet ut ur stollgången kan ske på två sätt, antingen genom att vattenflödet begränsas till sin storlek eller genom att vattnet tas om hand och behandlas innan det förs vidare ut till Tjursbosjön och ytvattensystemet.

En minskning av vattenflödet ned i gruvorna skulle sannolikt även innebära en minskning av föroreningsflödet direkt ut till Tjursbosjön. Minskningen skulle innebära att lakvatten förhindras att direkt nå ned till själva gruvorna. Den diffusa transporten av lakvatten ned längs bergsryggen, ned till grundvattnet, kommer dock i stället sannolikt att öka i omfattning eftersom vattnet inte längre kan rinna ned i gruvhålen. Förhoppningsvis kan den naturliga fastläggningen av metaller i moränryggen längs stranden tillsammans med den långsammare grundvattentransporten påverka de totala metallflödena så att de minskar ut till Tjursbosjön.

För att åstadkomma en sådan begränsning av vattenflödet, bör befintliga gruvhåll på bergsryggarna tätas, t ex genom igengjutning och övertäckning. För att säkerställa beständigheten hos en sådan lösning krävs en kraftigt överdimensionerad gjutning, alternativt en igenfyllning av schakten innan de tätas. Fyllningen kan då utgöras av deponerad varp, slagg och/eller vaskmull/lakrest beroende på vad fortsatta undersökningar av dessa material visar. Erfarenheter från fyllning av gruvschakt i Bersbo, Östergötland (Lundgren, pers.komm) visar dock att det finns risk för att massor "hänger" sig genom valvverkan i schakten för att sedan lossna och rasa in med sättningar och ras som följd. Detta medför att igengjutningar alltid bör utföras självbärande oavsett om fyllning skett dessförinnan.

Allt inläckaget av grundvatten till gruvsystemet genom sprick- och krosszoner i berget bör även begränsas. Berget runt Kärringryggen är sannolikt relativt kraftigt uppsprucket och påverkat efter all brytningsverksamhet. Möjligheterna att täta dessa och vilken omfattning en injekteringstätning i så fall skulle behöva ha måste klarläggas i en hydrogeologisk fältundersökning.

En flödesminskning kan möjligen också åstadkommas genom att stollgången pluggas så att den dominerande avrinningsvägen från gruvorna tätas. Detta innebär dock sannolikt att vattenytan i gruvorna kommer att höjas och återta sin naturliga nivå. Därmed ökar gradienten för avrinning via andra, diffusa avrinningsvägar t.ex. sprickor och krosszoner, men ågården innebär en avsevärd flödesminskning på kort sikt. För att öka effekten kan den kombineras med injektering för tätning av andra avrinningsvägar. Relativt omfattande hydrogeologiska undersökningar erfordras för att man skall kunna beräkna vilken flödesminskning som kan påräknas till följd av tätning av ågärder samt med vilken takt vattennivån kommer att höjas etc.

Om det inte är möjligt att genom tätningar åstadkomma en tillräcklig flödesminskning måste aktiva ågärder, d.v.s. ågärder som kräver återkommande tillsyn, drift och underhåll övervägas. En möjlig sådan ågård är att konstruera en uppsamlingsdamm för bräddvattnet som sedan kan tas om hand och behandlas. En lösning är att valla in stollgången, täta botten och sidorna. Eftersom stollgången redan är etablerad blir störningen på omgivningen liten och dammen kan di-

mensioneras efter behov. Uppsamlingsdammen tätas lämpligen med ett geomembran som skyddas med materialskiljande lager.

Det bräddvatten som samlas upp kan komma att behövas lyftas genom pumpning till en reningsanläggning och behandlas eftersom det kan vara problematiskt att bygga en sådan längs stranden. Det är möjligt att reningsanläggningen kan bygga på ”semipassiv” teknik och bestå av en infiltrationsanläggning med filter av sand och organiskt material som bark, slam eller kol. Ett sådant filter konstrueras så att uppehålstiden för vattnet blir tillräckligt lång för att sorption och sulfidbildning av metaller möjliggörs. Liknande semipassiva åtgärder har använts i bl.a. Kanada (t.ex. Blowes *et al.*, 2000) i form av nedgrävda reaktiva barriärer och även testats vid Kristinebergsgruvan i det s.k. MiMi-projektet (MiMi, 2002). Resultaten i MiMi-projektet har varit blandade. Erfarenheterna av reaktiva barriärer har visat att det är kan vara svårt att få dem att fungera. Dels kan det vara svårt att få vattnet att gå den väg man vill dels kan det vara svårt med själva funktionen på barriären.

Ett alternativ är även att gräva ned en barriär längs stranden och försöka leda både stollgångsvattnet samt grundvattnet igenom den. Genom att använda nedgrävda barriärer kan man eventuellt eliminera behovet av pumpning vilket skulle medge en driftssäkrare lösning med större likhet med en passiv åtgärd. Barriären bör dock konstrueras på så sätt att ”reningsmassan” kan bytas ut eftersom den troligen kommer att bli mättad med metaller efter ett antal år.

Det finns flera andra tekniker för rening av metallförorenat vatten som också kan komma ifråga, t.ex. kemisk fällning. Kemisk fällning genom kalkning är en utprövad och vanlig teknik som bl.a. används vid Kristineberggruvan och Rakkejaurgruvan i Västerbotten. Kemisk fällning kräver dock som regel en större insats i form av drift- och underhållsåtgärder. I gengäld kan en effektivare avskiljning av metaller erhållas. Man kan också tänka sig kombinationslösningar t ex en kalkningsanläggning för pH-justering av vatten som sedan infiltreras i en barriär. Vilken teknik som ska användas bör beslutas efter laboratorie- och möjligen fältförsök samt efter en åtgärdsutredning.

En ytterligare åtgärd, som möjligen kan behövas i kombination med övriga åtgärder, är att skapa en tät barriär mot Tjursbosjön. Detta eftersom lakvatten troligen även transporteras diffust som ytligt grundvatten under marken från gruvområdet ut till Tjursbosjön. Barriären skulle kunna byggas i samband med att avfallen längs stranden tas omhand och förs bort. Åtgärden skulle innebära etablering av en vertikal tätskärm längs hela den berörda strandlinjen. Preliminärt bedöms att detta kan åstadkommas med en grävd slitsmur med tätning i form av en cement/bentonitsuspension. Bakom slitsmuren behöver även en dränering läggas in för att samla upp det lakvatten som bildas, med eller utan täckning. Detta lakvatten pumpas upp till uppsamlingsdammen och vidare till en reningsanläggning.

9.3. Tänkbara metoder för omhändertagande av avfall

De huvudsakliga källorna till metallläckaget är de kvarlämnade avfallshögarna, främst varpen uppe på Kärringryggen men även avfallen längs stranden. Varpen innehåller, trots sin ålder betydande mängder både gällande arsenik, koppar, kobolt och bly. På längre sikt, tusentals år, är större delen av dessa mängder tillgängliga för utlakning.

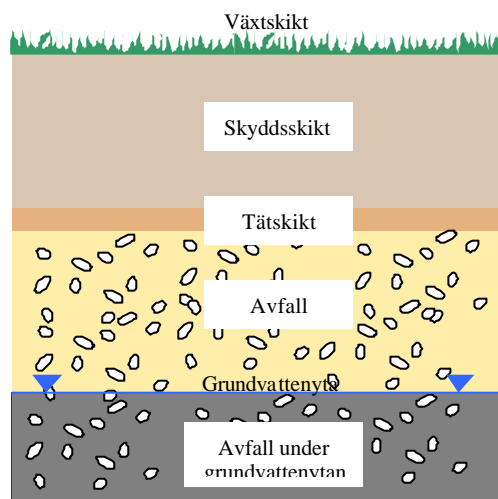
Nedan ges exempel på olika metoder som är vanliga för efterbehandling av gruvavfall. Metoderna kan även kombineras. Alla metoderna syftar till att förhindra nedträngning av syre för att på så sätt förhindra oxidation och vittring.

9.3.1. Moräntäckning

För att helt minska läckaget på sikt bör avfallen efterbehandlas. Detta görs lämpligen genom täckning på konventionellt sätt s.k. moräntäckning. Moräntäckning är idag den vanligaste metoden för efterbehandling av gruvavfall och har tillämpats vid ett flertal gruvor bl.a. Bersbo i Östergötland, Enåsen i Hälsingland, Viscaria i Norrbotten, Saxberget i Dalarna samt Kristineberg-gruvan i Västerbotten m.fl. Metoden är väl känd och har hittills visat sig fungera väl.

Denna metod utnyttjar främst principen att syre transporteras betydligt långsammare i vatten jämfört med luft. Vid täckningen konstruerar man ett tätskikt som har en möjlighet till att hålla en hög vattenmättnadsgrad året runt. Detta tätskikt byggs ofta med leriga massor t.ex. ren lera eller lerig morän.

I sitt enklaste utförande består en moräntäckning av två skikt. Dels tätskiktet, ofta av kompakterad lera samt ett skyddsskikt bestående av blandade massor, dock utan större block och stenar (för att förhindra att tätskiktet förstörs).



Figur 21. Exempel på en uppbyggnad av en moräntäckning.

Tätskiktet har ofta en tjocklek på någon decimeter upp till cirka en halv meter medan skyddsskiktet kan vara 1-2 m tjockt. Skyddsskiktet syftar främst att skydda tätskiktet från att dels torka ut men även från rena mekaniska skador t.ex. rotpenetration, erosion, tjäle. Skiktet möjliggör även en växtetablering t.ex. gräs och sly samt en kontrollerad avrinning av nederbörd och yt-vatten som kan ha svårt att tränga igenom tätskiktet och således orsaka erosionsskador.

Tätskiktet består ofta av lera eller lerig morän. Det finns även exempel där organiska tätskikt använts t.ex. avloppsslam m.m. Principen för detta består även här av att detta material har en vattenhållande förmåga men även att detta material förbrukar syre när det organiska materialet bryts ned. Eftersom det i avfallen sedan nedträngande infiltrerande vattnet innehåller en hel del löst organiskt material som kan användas av bakterier (t.ex. järnreducerande) kan detta innebära att sekundära mineral som järnhydroxider där tungmetaller kan vara sorberade löser upp sig och tungmetallerna åter förs ut i lösning och transporteras i väg. Om detta är en betydande process som innebär en ökad utlakning är idag relativt outforskat. Något som dock kan vara av betydel-

se är att det organiska tätskiktet med tiden kommer att förbrukas och således kommer kvaliteten på tätskiktet som syrespärr att minska.

Vilken ambitionsnivå som skall tillämpas på täckningen (kvalitet på tätskikt, mäktighet m.m.) bör dock avgöras genom ytterligare beräkningar. För dimensionering av täckningar på gruvavfall finns kopplade transport- och vittringsmodeller utvecklade.

Beständigheten i ett långtidsperspektiv är relativt god för en moräntäckning. Kvaliteten kan dock minska med tiden bl.a. p.g.a.:

- Erosion och skred p.g.a. väder och vind
- Sättningar och sprickbildning (t.ex. genom uttorkning av alltför finkorniga material)
- Tjälskador
- Inverkan från större växtlighet, rotpenetration, rotvältor, stormfällan m.m.
- Inverkan av djur, t.ex. grytboende arter.

I ett mycket långt tidsperspektiv kan även följande faktorer spela roll för en moräntäckningsfunktion:

- vittring/oxidation och nedbrytning av mineral i skydds- och tätskikt samt avfallet vilket kan medföra sättningar m.m.
- mänsklig påverkan t.ex. urgrävning i samband med byggnation m.m. Om tillräckligt lång tid går och växtligheten återtar landskapen kan kunskapen om att det är efterbehandlade avfall förloras.

Om det beslutas att avfallen ska täckas bör de schaktas ihop och i första hand koncentreras till en gemensam deponi i de högre belägna delarna av gruvområdet. För att minska vittringen från det avfall, främst slagg, men även varp och vaskmull/lakrest som finns nedanför höjden och ute i strandzonen kan detta antingen täckas på plats eller transporteras till en eventuell gemensam större deponi som efterbehandlas. Den exakta platsen för deponering av avfallen bör dock utredas vidare. För de massor som skall flyttas måste dock inte bara åtgärden utan även lokaliseringsen tillståndsprövas. I vilken omfattning massor flyttas får även avgöras med hänsyn till vad som är kostnadsmissigt optimalt men hänsyn måste sannolikt också tas till kulturmiljöintressen. En del av materialet kan deponeras i gruvhålen och användas som fyllning vid tätning av dessa. Med de erfarenheter som finns från Bersbo så bedöms dock detta som mindre lämpligt. En ökad utlakning av metaller är nämligen möjlig på kort sikt om salter, järn- och manganhydroxider och adsorberade metaller lösgörs, vilket inte är omöjligt om avfallen läggs under vatten.

9.3.2. Vattenöverdämning

Vattenöverdämning eller vattentäckning är en inte helt vanlig metod. Exempel i Sverige där gruvavfall efterbehandlats genom vattentäckning är främst Stekenjokk i Västerbottensfjällen där tillgången på lera och lerig morän inte var tillräcklig för en moräntäckning. Vattenöverdämning bygger åter på principen att syre transporteras långsammare i vatten jämfört med luft och på så sätt förhindrar eller åtminstone minskar vittringshastigheten. Undersökningar har dock visat att oxidationen inte minskar helt (Holmström och Öhländer, 1999) men att den är för långsam för att ha någon betydelse. Genom att ett vattenöverdämt avfall i en konstgjord damm eller sjö är relativt oreaktivt kommer dammen eller sjön med tiden att kemiskt och biologiskt utveckla sig mot en naturlig sjö med dess kemiska och biologiska processer t.ex. bildning av naturliga sedi-

ment. Detta innebär ytterligare en förbättring av metodens funktion eftersom ett naturligt sediment kraftigt minskar syrenedträngningen i avfallen.

Ett färsk ovittrat avfall passar bättre till att efterbehandlas med denna metod än ett äldre redan vittrat. Detta p.g.a. att det äldre innehåller mer lösliga vittringsprodukter som momentant kan frigöras vid kontakt med vatten och således skapa sura och metallhaltiga vatten. En vattenöverdämning av ett äldre avfall kan således i ett kort perspektiv innebära större problem än om avfallet inte efterbehandlats alls.

Ur ett långtidsperspektiv är även denna metod mer riskabel jämfört med moräntäckning. Det krävs att vattenytan i dammen, magasinet eller sjön ligger på avsedd nivå utan alltför stora variationer. Detta är dock vanligen inte något stort problem om deponeringen sker i naturliga sjöar. Om avfallen exponeras mot luftens syre påbörjas oxidationen åter. Den lokala topografin, hydrologin och vattenbalansen är således viktig. Vattendjupet måste även vara så pass stora så att resuspension, d.v.s. omrörning av avfallen undviks eftersom detta kan röra upp sulfidmineralen i vattenmassan.

Andra problem som kan inträffa är att en gruvdamm brister och spolar bort allt vatten och sprider avfallet i omgivningen. En händelse som bl.a. inträffade 1998 i Spanien. Dammarna kan brista p.g.a. att de är underdimensionerade så att det bakomliggande avfallets tryck innebär att vallen brister. Vallarna kan även vara byggda på ostabil mark. Erosion och skred är även ett annat problem. Yttre erosion kan uppkomma genom vågrörelser på insidan eller av överspolning eller kraftiga regn. Inre erosion innebär att vattentrycket orsakar en materialtransport inne i dammkroppen som leder till att material spolats bort. Detta har t.ex. skett vid ett tillfälle vid Aitikgruvan i Norrbotten. Även mindre läckage i dammvallen kan innebära att vatten rinner bort och avfallen exponeras. En konstgjord gruvdamm måste således dimensioneras och konstrueras på ett korrekt sätt. Trots detta innebär vattenöverdämning större risker.

När det gäller Gladhammar så finns egentligen inte någon möjlighet till en direkt vattenöverdämning. Delar av avfallen kan möjligen sänkas och deponeras i gruvschakten. Detta åtgärdar dock sannolikt endast mindre mängder. En annan möjlighet skulle kunna vara att offra Tjursbosjön genom att deponera allt avfall i sjön. Om Tjursbosjön redan idag visar sig kraftigt påverkad kan detta vara det mest kostnadseffektiva alternativet. På detta sätt kommer man även undan en eventuell muddring. Detta skulle i så fall vara ett pilotprojekt i Sverige eftersom något liknande inte genomförts. En sådan åtgärd bör dock endast genomföras efter omfattande undersökningar och tester. Åtgärden kan dock verka vara stötande för allmänheten och är sannolikt inte genomförbar.

9.3.3. Förhöjd grundvattenyta

Principen är här precis som för de övriga metoderna d.v.s. syre transporteras långsammare i vatten jämfört med luft.

Genom att grundvattenytan höjs i avfallen kan vittringen minskas. Ofta kombineras denna metod med moräntäckning. Exempel på där denna metod använts är t.ex. vid Kristinebergsgruvan i Västerbotten.

En fullständig vattenmättnad är i detta fall svår att upprätthålla under hela året p.g.a. olika tillrinning, nederbörd, avdunstning m.m. Vittringen avstannar således inte helt men begränsar sig

till ett övre skikt i avfallen. En ökad vattenmättnad och kapillärhållande förmåga kan t.ex. genom att kompaktera avfallen eller tillföra en enklare täckning som minskar avdunstningen eller genom att leda in vatten och vattendrag området som kan öka vattentillströmningen och således vattenmättnadsgraden utan att vattenytan höjs så kraftigt att avfallen blir vattenöverdämda.

Som tidigare nämnts kombineras ofta denna metod med moräntäckning eller enbart en enklare täckning. Metoden bedöms dock inte i dagsläget som möjlig när det gäller avfallen vid Gladhammar. Delar av avfallen belägna vid stranden kan redan idag sägas vara "efterbehandlade" med denna metod. Funktionen på denna efterbehandling verkar dock vara bristfällig.

9.3.4. Andra metoder

Kalkning

En metod som är mycket vanlig är kalkning. Kalkning innebär en snabb pH-höjning vilket kraftigt reducerar de lösta metallhalterna i lakvattnen och minskar försurningen. Det kan även innebära en inaktivering av sulfidytorna genom att ytorna täcks av järnhydroxid. Erfarenheterna visar dock att kalkning enbart är en kortsiktig lösning och att en kalkning måste göras om. Det är ofta heller inte ekonomiskt möjligt eller praktiskt genomförbart att tillsätta kalk i en sådan mängd att ett avfalls hela syraproducerande kapacitet helt kan neutraliseras. Ofta används dock ofta kalkning i samband med andra metoder.

Kalkning kan komma att behövas vid en eventuell efterbehandling. Dels kan kalk strös ut innan en moräntäckning, dels kan Tjursbosjön kalkas. Kalkning kan även komma i fråga vid en eventuell reningsanläggning.

9.4. Tänkbara åtgärder för Tjursbosjön

En sanering av sedimenten i sjöarna kan bli aktuell främst om dessa bedöms utgöra en källa för fortsatt spridning av metaller till vattensystemet om/när de primära utsläppen från gruvområdet upphört. I första hand kan det då bli aktuellt att sanera Tjursbosjön, men åtgärder i Ekenässjön kan heller inte uteslutas med hänsyn till de höga kopparhalterna i sedimenten.

Vilket typ av efterbehandlingsteknik som kan användas för förorenade sediment innebär dels ett val mellan behandling på plats eller muddring och behandling på land, dels ett val mellan teknik för att avlägsna föroreningen från sedimenten eller en teknik för säker förvaring av de förorenade sedimenten.

I dag finns det i praktiken inte några metoder för att avlägsna metaller från förorenade sediment *in situ* utan att först muddra dessa. Behandling *in situ* innebär därmed också en förvaringslösning, d.v.s. övertäckning av de förorenade sedimenten. Syftet med en övertäckning är dels att förhindra resuspension av förorenade partiklar, dels att begränsa diffusionen av föroreningar till vattenmassan.

I princip finns två olika metoder för övertäckning av förorenade sediment:

- övertäckning med naturligt jordmaterial
- övertäckning genom kemisk fällning och efterföljande sedimentering

Täckning med naturliga jordmaterial lämpar sig om sedimentens skjuvhållfasthet är tillräcklig för att man skall undvika upptryckningar vid utläggning av täckningsmaterialet. Detta kräver relativt fasta sediment. För att begränsa risken för upptryckning lägger man först ut ett materialskiljande och armerande lager av lämplig geotextil på sjöbotten. Jordtäckningen förs därefter på i tunna skikt till erforderlig mäktighet med hänsyn till diffusion av metaller genom täckningen, erosionsrisker m.m. Ibland måste täckningen bestå av olika skikt med olika egenskaper; underst ett finkornigt material som fungerar som diffusionsspärr och däröver ett grövre material som fungerar som erosionskydd (gäller transport- och erosionsbottnar). En faktor som kan försvåra användningen är gasbildning i sedimenten. Täckningen får inte göras tätare än att gas som bildas kan avgå fritt. Gastrycken kan annars bli så höga att täckningen lyfter och lokalt förstörs. Användningen av geotextilier är därvid en riskfaktor. Textilerna är genomträngliga för gas, men risken för att de sätts igen (t.ex. genom påväxtning) i bottenmiljön har inte undersökts. Liknande igensättningar har dock konstaterats vid användning under vissa förhållanden i t.ex. deponier.

Vid övertäckning med kemisk fällning och sedimentering tillsätts fällningskemikalier i vattnet med flockbildning som följd. Flockarna sedimenterar och bildar så småningom en täckande kiselgel över de förorenade sedimenten (t.ex. Turingen, Nykvarns kommun). Avgörande för om denna typ av övertäckning kan användas är dels risken för erosion av gelen, dels hur stor gasbildningen blir i sedimenten. En kraftig gasbildning kan, liksom erosion av bottenströmmar, medföra att de förorenade sedimenten resuspenderas i bottenvattnet, vilket medför risk för borttransport av metaller i partikulär form eller suspenderat. Metaller är kända att kunna transporteras i suspenderad form (t.ex. Ingri *et al.*, 1993; Kimball *et al.*, 1995).

Till skillnad från behandling *in situ* kan en muddring av de förorenade sedimenten kombineras med behandling för avdrivning av metaller. Flera olika processer finns för avdrivning som innebär att föroreningen koncentreras till en mindre volym som lättare kan deponeras. Kostnaderna för sådana metoder är dock relativt höga. Med hänsyn till att sedimenten är finkorniga och inte lämpar sig för tekniker typ jordtvätt och att metoder som baseras på termisk avdrivning är mycket kostsamma bedöms att man sannolikt kommer att behöva deponera eventuella muddermassorna utan föregående behandling.

Enligt de undersökningar som är gjorda på sedimenten i Tjursbosjön karakteriseras dessa av en hög andel finkornigt material och en relativt hög organisk halt. Detta medför stor risk för uppgrumling och vidaretransport av suspenderat material om inte muddringsmetoderna särskilt anpassas för detta. Man måste därför ställa höga krav på muddringsutrustningen och endast mudderverk som är avsedda för muddring av förorenade sediment kan förekomma i fråga. Som skydd mot spridning av suspenderat material kan muddring ske innanför s.k. geotextilskärmar. Dessa har en tillräcklig porstorlek för att medge strömning av vatten och därmed utjämning av vattennivåer, samtidigt som porerna är tillräckligt små för att förhindra spridning av suspenderat material.

Oavsett vilken typ av mudderverk som används kommer avvattning och/eller stabilisering av sedimenten att erfordras för att tillräcklig stabilitet skall uppnås i en landbaserad deponi. Avvattning kan ske dels genom sedimentering och dränering i anlagda dammar, dels med mekanisk utrusning. Vilken metod som är mest lämplig beror på bl.a. muddringsteknik och lokalisering av en deponi. Valet av utrustning och metoder för avvattning/stabilisering beror på vilka hållfasthetskrav som måste ställas med hänsyn till stabilitetsförhållanden, tillåtna sättningar etc.

En svårighet vid en eventuell sanering av sedimenten i sjön är de relativt stora vattendjupen. De mudderverk som finns på den svenska marknaden i dag och som är anpassade för muddring av

förorenade sediment är begränsade till djup på ca 10-15 m medan de största djupen i Tjursbosjön ligger kring 25 m. Även för metoden med jordtäckning utgör stora vattendjup en svårighet med hänsyn till att massorna måste läggas ut med stor precision. För metoden med kemisk fällning utgör bör de stora djupen inte innebära någon nackdel. Tvärtom minskar normalt risken för erosion av bottensedimenten med ökande djup och andelen ackumulationsbottnar ökar.

För eventuella muddermassorna blir det sannolikt fråga om att lokalisera och anlägga en helt ny deponi. Med hänsyn till de metallhalter som uppmätts i Tjursbosjöns sediment kommer eventuella muddermassor sannolikt att bli klassificerade som farligt avfall, vilket ställer höga krav på lokalisering och utformning.

Vid lokalisering av en deponi ska ett flertal faktorer beaktas. Man bör t.ex. undvika lokalisering till områden med närliggande bebyggelse och områden av stort intresse för naturvården, kulturvården och friluftslivet. Vidare måste området vara lämpligt ur geoteknisk och hydrogeologisk synvinkel så att sättningsbenägna områden med låg bärighet samt områden med tillflöden av ytvatten eller grundvatten undviks och lakvattnet inte avrinner direkt till en skyddsvärd yt- eller grundvattenrecipient. Helst bör också transportavstånden vara korta, både med hänsyn till miljöbelastningen och ekonomin.

9.5. Uppskattade kostnader

Kostnadsuppskattningar av en efterbehandling blir, i detta tidiga skede när förutsättningarna för olika åtgärder är dåligt kända, med nödvändighet mycket översiktliga och behäftade med stor osäkerhet. Nedan redovisas en ansats som bygger på de förhållanden som nu är kända. Det skall understrykas att resultat från fortsatta undersökningar kan komma att påverka de uppskattade kostnaderna både uppåt och nedåt.

Efterbehandling av avfallen genom moräntäckning inklusive omschaktning och transporter bedöms hamna i storleksordningen 10-15 Mkr. Kostnaden för en vattenöverdämning bedöms bli åtminstone 5 Mkr billigare. Sannolikt kommer en av åtgärderna även att vara begränsning av läckaget från gruvan. Detta kommer att omfatta igenläggning av schakt, injektering av vattenförande zoner i berget och tätning av stollgången, alternativt omhändertagande av gruvvatten som dräneras genom stollgången. Kostnaderna för dessa åtgärder kan grovt uppskattas till i storleksordningen 10-20 Mkr.

Den mest kostsamma åtgärden är en eventuell efterbehandling av sediment i sjösystemet. Om fortsatta undersökningar visar att sedimenten behöver åtgärdas kan detta ske antingen genom någon typ av täckning eller genom muddring. I detta preliminära skede värderas inte metodvalet. För en grov kostnadsuppskattning används tills vidare kända kostnader för muddring av andra sediment (Örserumsviken) med efterföljande avvattning och uppläggning i en kvalificerad deponi. Tills vidare avser beräkningen en sanering som begränsas till Tjursbosjön, men som omfattar hela sjöns yta. Vidare förutsätts att en deponi kan lokaliseras till närområdet och att inga konstgjorda geologiska barriärer behöver anläggas. Kostnaden för en sådan sanering kan grovt uppskattas till storleksordningen 150 Mkr.

Entreprenadkostnaderna om samtliga åtgärder skall genomföras uppskattas enligt ovan till storleksordningen 190 Mkr. Till dessa kostnader skall läggas kostnader för projektledning, projektering, tillståndsprovning, byggledning, miljökontroll m.m. Med utgångspunkt från kostnader för andra efterbehandlingsprojekt kan dessa uppskattas till mellan 20-25% av entreprenadkostnaderna. Därtill kommer behovet av en reservation för oförutsett om 10-15% av entreprenadkost-

naden. Man behöver således reservera 30-40% utöver bedömda entreprenad-kostnader vilket skulle innebära en totalkostnad i storleksordningen 250-270 Mkr, varav muddringen och deponeringen av muddermassorna står för den största delen.

10. Kvarstående undersökningsbehov

Innan en efterbehandling av gruvorna vid Gladhammar kan påbörjas finns det ett antal kvarstående frågor som måste besvaras i en huvudstudie. Undersökningarna bör inriktas på att dels kunna värdera vilka delområden och avfall som medför den största påverkan, dels bör åtgärderna vara åtgärdsinriktade d.v.s. fokuserade på att utreda möjligheterna för olika efterbehandlingsalternativ och åtgärder. Vidare bör undersökningarna kunna fungera som bas för framtagandet av åtgärds mål och åtgärdskrav.

De uppskattade kostnaderna för alla föreslagna undersökningar ligger på totalt på cirka 6 Mkr, varav cirka 1,6 Mkr gäller åtgärdsförberedande undersökningar inför en eventuell muddring. I denna totalkostnad ingår även ansvars- och åtgärdsutredning, dock inte projektering av eventuella åtgärder.

10.1. Geokemiska och geofysiska undersökningar

1. Utarbetande av en hydrogeologisk modell för framförallt Gladhammarområdet inklusive installation av ytterligare grundvattenrör inklusive bergborrade brunnar (antaget cirka 20 st). Detta inkluderar geofysiska undersökningar, förslagsvis VLF men även elektriska metoder, för att lokalisera vattenförande strukturer i bergmassan. Provpumpning m.m. i brunnarna för bestämning av hydrauliska egenskaper och beräkning av den exakta tillrinningen till gruvorna och Tjursbosjön ingår, liksom beräkningar av effekten av tätningar av stollgången, gruvhål m.m. samt injektering/tätning av sprick- och krosszoner.

Uppskattade kostnader

500.000 kr

2. Utökad provtagning av avfallen i området med syftet att få bättre underlag om halterna i avfallen och vittringspotentialen. Detta inkluderar en utökad inventering, volymsbestämning och provtagning av utfyllnadsmaterial och avfall runt Gladhammarsområdet inklusive kvarlämnad slagg vid Torsfallsån och även vatten uppströms och nedströms slaggen i ån. Inventering och provtagning av skogsvägar och andra områden där gruvavfall kan misstänkas ha använts som utfyllnadsmaterial ingår även. Undersökningarna bör även omfatta avgränsning av vaskmull/lakrest vid stranden i både plan och djup samt bestämning av mängden avfall deponerad ute i Tjursbosjön. I dessa undersökningar ingår även mer exakt volymsbestämning genom bormning, provgrovsgrävning och inmätning av alla avfall.

Uppskattad kostnad

500.000 kr

3. Utökad provtagning och analys av vatten i redan installerade grundvattenrör, utlopp Tjursbosjön samt stollgång. Dessa undersökningar syftar till att få ett komplett referensmaterial för bedömning av uppnådda effekter under och efter en efter-behandling. Dessa undersökningar inkluderar även installation av nya grundvattenrör på olika djup längs stranden för att klarlägga hur föroreningstransporten ser ut i grundvattnet mot djupet.

Uppskattad kostnad

350.000 kr

4. En undersökning av gruvorna omfattande provtagning och analys av vatten på olika nivåer för bestämning av vattenkvaliteten samt om möjligt bedömning av betydelsen av vittringen i de befintliga gruvgångar ovan grundvattenytan. Syftet är att tillsammans med de andra undersökningarna skapa en modell av pågående processer för att kunna göra uppskattningar av föroreningspotentialen och bedöma framtida utveckling samt möjliga åtgärder. Denna undersökning bedöms vara svår att utföra eftersom den kräver att man på något sätt kommer åt de inre delarna av gruvan. Detta kan innebära schaktning och installation av säkringsanordningar i gruvhålen. Undersökningarna bör omfatta både fysikaliska parametrar och metaller i gruvvattnet

Uppskattad kostnader

400.000 kr

5. Lakförsök i fält. Eftersom representativ provtagning av grovkornigt avfall som varp är en svår uppgift bedöms det krävas storskaliga fältförsök för att bestämma den nuvarande utlakningen från avfallen. Lakförsöken kan göras genom att flera ton varp slagg och vaskmull var för sig läggs i containrar från vilka lakvattnen provtas med jämna mellanrum. Tillsammans med nederbördsdata kan de totala utsläppen från avfallen uppskattas.

Uppskattad kostnader

150.000 kr

De totala kostnaderna för dessa undersökningar uppskattas till cirka 1900 000 kr.

10.2. Åtgärdsförberedande undersökningar

Om passiva åtgärder bedöms lämpliga bör följande undersökningar genomföras.

1. Bestämning av jorddjup ned till berget vid Tjursbosjöns strand och bestämning av stabilitetsförhållanden. Tillsammans med den geohydrologiska modellen (bestämning av hydraulisk konduktivitet, strömningsmönster m.m.) syftar dessa undersökningar främst till att bedöma möjligheterna för passiva reningsåtgärder samt eventuell konstruktion av en kalkningsanläggning (reningsanläggning).

Uppskattad kostnader

100.000 kr

2. Utprovning av lämpliga filter och material för en eventuell passiv reningsanläggning.

Uppskattad kostnader 150.000 kr

3. Utarbetande av platsspecifika riktvärden för eventuella kvarlämnade avfall, förorenad jord och sediment. I denna undersökning ingår även provtagning och ytterligare lakförsök samt beräkningar.

Uppskattad kostnader 150.000 kr

10.3. Föroreningstransport i recipientsystemet

För att klargöra den vidare transporten i recipientsystemet, i vilken form metallerna transporteras och i vilken utsträckning främst Tjursbosjöns bottensediment utgör en fälla för föroreningar från gruvområdet eller en sekundär källa för spridning behöver metalltransporten i systemet studeras närmare. Studien bör omfatta analyser av vatten (både löst och suspenderat), sediment och porvatten samt insamlat sedimentfällematerial på ett antal platser i Tjursbosjön samt i sjösystemet nedströms under en årscykel. Analys sker med avseende på kemiska basparametrar, halt organiskt material samt aktuella metaller. Till detta bör åldersdatering av sedimenten på ett antal platser i Tjursbosjön och möjligen även i nedströms liggande sjöar utföras för studie av föroreningshistoriken och den nuvarande belastningen. Sekventiell lakning och andra lakförsök på insamlat suspenderat material och sediment kan behövas för att studera och bedöma lakbarheten och tillgängligheten vid olika förhållanden t.ex. vid en försurning. Studien skall även omfatta utvärdering av bl.a. effekterna av en efterbehandling som omfattar täckning/muddring av sediment för att begränsa metallhalterna i sjösystemet eller effekterna vid deponering av avfall i Tjursbosjön.

Uppskattad kostnad 2.000.000 kr

10.4. Effektstudier

För att få ett fullständigt underlag för beslut om eventuella åtgärder i sjösystemet behöver även effektstudier utföras som visar vilka effekter som för närvarande finns och kan förväntas till följd av metallutsläppen. Följande undersökningar föreslås:

1. Bottenfaunastudie i Tjursbosjön, Ekenässjön samt i någon/några referenssjöar. Detta för att bedöma det aktuella tillståndet idag och även för att kunna se effekterna efter en eventuell efterbehandling.

Uppskattad kostnad 300.000 kr

2. Bottenfaunaundersökning uppströms och nedströms Torsfallsån för bedömning av påverkan från den kvarlämnade slaggen vid Hyttan.

Uppskattad kostnad 100.000 kr

3. Toxicitetstester på sediment och vatten från Tjursbosjön, Ekenässjön, Kyrksjön och Maren samt Torsfallsån.

Uppskattad kostnad 150.000 kr

Den totala kostnaden för dessa sedimentundersökningar bedöms till cirka 550.000 kr.

10.5. Sedimentkartering

Med resultaten från undersökningar av metalltransporten och effekterna i systemet avgörs slutligen åtgärdsbehovet för sediment i Tjursbosjön och eventuellt ytterligare sjöar i systemet. Visar dessa undersökningar att en sedimentsanering är angelägen bör följande undersökningar genomföras för att ge underlag till avgränsning och val av åtgärder:

1. Ekolodning och upprättande av en bottennivåkarta.

Uppskattad kostnad 150.000 kr

2. Geoakustisk undersökning med penetrerande ekolod och sidotittande sonar. Denna undersökning genomförs om utredningar om spridning och effektstudier visar att en sanering av sedimenten i sjön är motiverad och man åtgärdsutredningen kommer fram till att sedimenten i sjön bör muddras.

Uppskattad kostnad 200.000 kr

3. En sedimentkartering för bestämning av föroreningarnas utbredning i plan och djup. På basis av vad som idag är känt om halter i sedimenten, sedimentkaraktär o.s.v. görs en indelning i lämpligt antal områden inom vilka prover tas för sammanslagning till samlingsprover representerande olika djupintervall inom respektive område. På dessa utförs analyser av föroreningsinnehåll, densitet, torrsbstanshalt och organisk halt. På större samlingsprover genomförs undersökningar av kornfördelning och avvattnings-egenskaper. Vid provtagning bestäms även sedimentens skjuvhållfasthet. Ett alternativ till indelningen i delområden är en provtagningsstrategi som baseras på analyser av enskilda sedimentpropparna, bottenpografi m.m. utvärderas sedan variationerna i föroreningsinnehåll och egenskaper som funktion av sedimentationsförhållandena.

Uppskattad kostnad 1000.000 kr

4. Lokaliseringsutredning för en eventuell deponi med muddermassor. Denna utredning genomförs endast om man i åtgärdsutredningen kommer fram till att sedimenten i Tjursbosjön behöver efterbehandlas och att muddring med efterföljande slutförvaring av muddermassor, alternativt renade muddermassor, är ett lämpligt alternativ. Den beräknade kostnaden för detta inbegriper översiktliga fältundersökningar av ett fåtal alternativ. Detaljerade undersökningar utförs inom ramen för detaljprojekteringen.

Uppskattad kostnad 200.000 kr

Den totala kostnaden för dessa sedimentundersökningar bedöms till ca 1,6 Mkr.

Kostnadsberäkningen för sedimentkartering förutsätter att endast Tjursbosjön behöver karteras på detta sätt. Den kvantifiering av metalltransporten som föreslås kan visa att sediment längre ned i sjösystemet är i behov saneras. Detta innebär i så fall att behovet av och kostnaderna för sedimentkartering ökar väsentligt.

10.6. Ansvarsutredning

Enligt Miljöbalken är det i första hand den som varit utövare av en verksamhet som skall ställas till ansvar och bekosta nödvändiga utredningar och saneringsåtgärder. För att denna skyldighet skall föreligga krävs dock att verksamhet bedrivits efter tillkomsten av Miljöskyddslagen 1969. Eftersom all gruvverksamhet vid Gladhammars gruvor upphörde långt före miljöskyddslagens tillkomst kan inget ansvar utkrävas av någon tidigare verksamhetsutövare, även om någon sådan skulle kunna identifieras i dag.

I princip kan även en fastighetsägare ha del i ansvaret för ett förorenat markområde. Vad gäller skyldigheten att efterbehandla ett sådant område skall dock alltid en skälighetsbedömning avgöra vad som kan krävas. Med ledning av vad som framkommit i ansvarsutredningar för andra förorenade markområden bedöms det inte som rimligt att utkräva något ekonomiskt åtagande av fastighetsägarna till Gladhammars gruvor eller Tjursbosjön. Detta bör dock utredas.

Uppskattad kostnad 100.000 kr

10.7. Åtgärdsutredning och kulturmiljöutredning

På basis av de utförda undersökningarna görs en genomgång av vilka åtgärdsalternativ som kan tillämpas och en miljöekonomisk värdering av olika åtgärder utarbetas. Utredningen bör genomföras parallellt med övriga undersökningarna eftersom genomförandet av vissa av dessa beror på ställningstaganden och utvärderingar i åtgärdsutredningen (exempelvis sedimentkartering och lokaliseringsutredning för en deponi). Olika åtgärders effektivitet och kostnader värderas och ett slutligt förslag till åtgärder tas fram och kostnadsberäknas.

Uppskattad kostnad 200.000 kr

Eftersom Gladhammars gruvområde är kulturminnesskyddat bör en utredning genomföras på hur kulturmiljön påverkas vid en eventuell efterbehandling. Detta inkluderar en fullständig inventering och beskrivning av kulturmiljön samt den historiska betydelsen. Utredningen bör även behandla frågan om det går att förena behoven när det gäller miljöskydd och skyddandet av kulturmiljön och hur en efterbehandling bör ske för att i största mån skydda kulturmiljön.

Uppskattad kostnad 150.000 kr

11. Ansvarsförhållanden

Boliden Mineral hade tidigare ett undersökningstillstånd (med beteckning Gladhammar 1001) och ansökte under 2000 om bearbetningskoncession. Ansökan om bearbetningskoncession avslogs och undersökningstillståndet gick ut 2002-03-16. Idag finns således inga gällande rättigheter till Gladhammars gruvfält och det bedöms inte heller möjligt att kräva medfinansiering av Boliden Mineral AB till eventuella ågärder.

De fastigheter och fastighetsägare som idag är berörda av de förorenade markområdena runt Gladhammar är:

Fastighetsbeteckning	Ägare	
Smedjemåla 1:4	Källholm, Allan Alexé Spjutgatan 20 590 93 Gunnebo	
Smedjemåla 1:6	Johansson, Ulf Mårdstigen 7 590 90 Ankarsrum	Johansson, Lisbeth Hilda Margareta Mårdstigen 7 590 90 Ankarsrum
Lunden 3:1	Lundén, Sven Bertil Lunds by, 593 96 Västervik	
Torsfall 3:1	Karlsson, Jens Baggarp 2 561 93 Huskvarna	Karlsson Berne Baggarp 3 561 93 Huskvarna
Torsfall 3:3	Ring, Bengt Artur Fårhult gruvan 593 96 Västervik	
Torsfall 3:5	Drottberger, Bengt Olof Krister Pianogatan 18, Svarte 271 92 Ystad	

12. Referenser

Ahonen L., Touvinen O. (1995) Bacterial leaching of complex sulfide ore samples in bench-scale column reactors. *Hydrometallurgy* 37:1-21.

Ahonen L., Tuovinen O. (1989) Microbiological oxidation of Ferrous iron at low temperatures. *Applied and Environmental Microbiology* 55:312-316.

Alpers C.N., Nordstrom D.K. (1991) Geochemical evolution of extremely acid mine waters at Iron mountain, California: Are there any lower limits to pH?. In *Proceedings. Second International. Conf. Abatement. Acidic. Drainage.* 2:321-342.

Alpers CN, Blowes DW, Nordstrom DK, Jambor JL. Secondary Minerals and Acid Mine-water chemistry. In: Jambor JL and Blowes D, editors. *Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*, May 1994, Waterloo, Ontario, Canada, 1994; 22: 247-27.

Bergman K m.fl. 1987, *Toxikologi, Lärobok i toxikologi utarbetad vid Institutionen för toxikologi, Uppsala universitet*

Birgersson B, Sterner O, Zimerson E. 1983, *Kemiska hälsorisker, Toxikologi i ett kemiskt perspektiv, Liber Hermods*

Blowes D.W., Ptacek C.J., Benner S.G., McRae C.W.T., Bennet T.A., Puls R.W. (2000) Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of contaminant hydrology* 45:123-137.

Bowell R.J., Bruce I. (1995) Geochemistry of iron ochres and mine waters from Levant mine, Cornwall. *Applied Geochemistry* 10:237-250.

British Columbia Acid Mine Drainage Task Force (1989) *Draft acid rock drainage technical guide, vol 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report.*

Carignan R och Nriagu J.O (1985) Trace metal deposition and mobility in the sediments of two lakes near Sudbury, Ontario. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 49:1753-1764.

Coston J.A, Fuller C.C., Davis J.A (1995) Pb^{2+} and Zn^{2+} adsorption by a natural aluminium and iron bearing surface coating on an aquifer sand. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59:3535-3547.

Davis A., Ashenberg D. (1989) The Aqueous geochemistry of the Berkeley Pit, Butte, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry* 4:23- 36.

Düker A., Ledin A., Karlsoon S., Allard B. (1995) Adsorption of zinc on colloidal (hydr)oxides of Si, Al and Fe in the presence of a fulvic acid. *Applied Geochemistry* 10:197-205.

Grant J.A. (1986) The isocon diagram-A simple solution to Gresens' equation for metasomatic alteration. *Economic Geology* 81: 1976-1982.

Hall G.E.M., Vaive J.E., Beer, R., Hoashi, M. (1996a) Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. *Journal of Geochemical Exploration* 56: 59-78.

Hall G.E.M., Vaive J.E., MacLaurin A.I. (1996b) Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus and soils. *Journal of Geochemical Exploration* 56: 23-36.

Holm, B (1994, 1996): Naturvärdesbedömning av sjöar i Västerviks kommun 1994 och 1996, Miljö- och hälsoskyddsmyndigheten, Västerviks kommun

Holmström H., Ljungberg J., Öhlander B. (1999) Role of carbonates in mitigation of metal release from mining waste. Evidence from humidity cells tests. *Environmental Geology* 37:267-280.

Holmström H., Öhlander B. (1999) Oxygen penetration and subsequent reactions in flooded sulphidic mine tailings: a study at Stekenjokk, northern Sweden. *Applied Geochemistry* 14:747-759.

Holmström H., Öhlander B. (2000) The character of the suspended and dissolved phases in the water cover of the flooded mine tailings at Stekenjokk, northern Sweden. *The Science of the Total Environment* 247:15-31.

Holmström H., Salmon U.J., Carlsson E., Paraskev P., Öhlander B. (2001) Geochemical investigations of sulphide-bearing tailings at Kristineberg, northern Sweden, a few years after remediation. *The Science of the Total Environment* 273:111-133.

Holmström H., Wennström M. (1996) Geokemiska undersökningar av sediment från fem sjöar i Svappavaaraområdet. Examensarbete 1996:050 E, Tekniska högskolan i Luleå

Ingri J., Pontér C., Öhlander B., Löfvendahl R., Boström K. (1993) Environmental monitoring with river suspended matter: case study in the river Dalälven, central Sweden. *Applied Geochemistry* 2:125-130.

Johansson Åsa, Willaredt Jonas. 1992, Metallutlakning från Gladhammars gruva – påverkan på nedströms belägna sjöar, Examensarbete 1992:M11 Institutionen för naturvetenskap, Högskolan i Kalmar.

Johansson K.F. (1924). Bidrag till Gladhammar-Gruvornas mineralogi. *Arkiv för Kemi, Mineralogi och Geologi* 9:8.

Jönsson J. (1998) Equilibrium studies of adsorption of natural organic acids to the surface of goethite (α -FeOOH). Examensarbete Umeå Universitet.

Kimball B.A., Callender E., Axtmann E.V. (1995) Effects of colloids on metal transport in a river receiving acid mine drainage, upper Arkansas River, Colorado, U.S.A. *Applied Geochemistry* 10:285-306.

Kinniburgh D.G., Jackson M.L. (1981) Cation adsorption by hydrous metal oxides and clay: I Anderson M.A., Rubin A.J. editors. Adsorption of inorganics at solid-liquid interfaces. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers Inc. Sid 91-160.

Kinniburgh D.G., Jackson M.L., Syers J.K. (1976) Adsorption of alkaline earth, transition and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum. *Journal of American Soil Science Society* 40:796-799.

- Kooner Z.S (1993) Comparative study of adsorption behaviour of copper, lead and zinc onto goethite in aqueous systems. *Environmental Geology* 21:242-250.
- Land M. (1998) Weathering of till in northern Sweden and its implications for the geochemistry of soil water, groundwater and stream water. *Doktorsavhandling 1998:35*, Luleå tekniska universitet.
- Land M., Öhlander B. (1997) Seasonal variations in the geochemistry of shallow groundwater hosted in granitic till. *Chemical Geology* 143:205-216.
- MiMi (2002) Årsrapport för 2001 för MISTRA-programmet MiMi – Åtgärder mot miljöproblem från gruvavfall.
- Nickel E. (1973) Experimental dissolution of light and heavy minerals in comparison with weathering and intrastitial solution. *Contributions to Sedimentology* 1: 1-68.
- Öhlander B, Billström K, Hålenius E. (1989) Geochemistry of the Proterozoic wolframite-bearing greisen veins and the associated granite at Rostberget, northern Sweden. *Chemical Geology* 78: 135-150.
- Öhlander B, Ingri J, Pontér C. (1991) Geochemistry of till weathering in the Kalix river watershed, northern Sweden. In: Rosén K, editor. *Chemical weathering under field conditions*, Swedish University of Agricultural Sciences, Report 63, Uppsala, Sweden, 1991, pp. 1-18.
- Pedersen T.F., McNee J.J., Flather D., Mueller B., Sahami A., Pelletier C.A. (1997) Geochemistry of submerged tailings in Buttle Lake and the Equity Silver tailings pond, British Columbia, and Anderson Lake, Manitoba: What have we learned? *Proceedings of Fourth International Conference on Acid Rock Drainage. Volume III*, May 31-June 6, 1997, Vancouver, B.C, Canada, pp 991-1005.
- Pedersen T.F., McNee J.J., Mueller B., Flather D.H., Pelletier C.A. (1994) Geochemistry of submerged tailings in Andersson Lake, Manitoba: recent results. *Proceedings of International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. Volume 1*, April 24-29, 1994, Pittsburgh, USA, pp. 288-298.
- RIWM Rapport 711710 023 (2001) Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater.
- Singer P., Stumm W. (1970) Acid Mine Drainage: The rate-determining step *Science* 167:1121-1123.
- SMHI (1991) Temperaturen och nederbörden i Sverige, 1961-1990, Referensnormaler. SMHI nr 81.
- SMHI (1994) Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden 1961-1990 av Nederbörd, Avdunstning och Avrinning. SMHI nr 49.
- Sobek A.A., Schuller W.A., Freeman J.R., Smith R.M.. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. US EPA report, EPA-600/2-78-054, 1978, 203 s
- Tegengren F.R. (1924) Sveriges ädlare malmer och bergverk. SGU Ser Ca No 17.

Watson EB, Harrison TM. (1983) Zircon saturation revised: temperature and composition effects in a variety of crystal magma types. *Earth Planet and Science Letters* 64: 295-304.

Welin, E. (1966) Notes on the mineralogy of Sweden 5 (Bismuth-bearing sulphosalts from Gladhammar, A revision). *Arkiv för Mineralogi och Geologi* 4:13.