

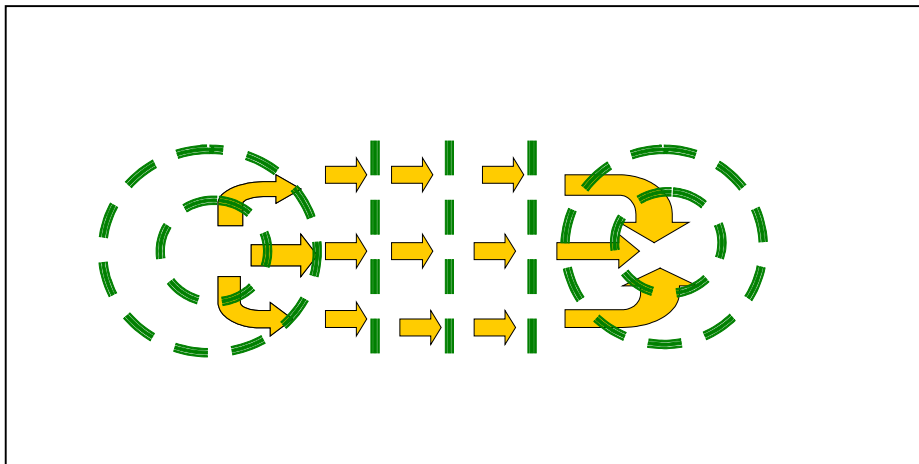


VÄSTERVIKS
KOMMUN



Riskperspektivet för gruvområdet vid Gladhammar och nedströms liggande sjösystem

- Processer och konsekvenser idag och i framtiden -



Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004:11

Linköping 2005-08-19

FÖRORD

Västerviks kommun har under perioden maj 2003 till maj 2005 genomfört Projekt Gladhammars gruvor, en huvudstudie enligt Naturvårdsverket kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Arbetet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverket anslag till Länsstyrelsen i Kalmar.

Omfattningen av undersökningarna har utformats och drivits av en styrgrupp med Västerviks kommunalråd Harald Hjalmarsson som ordförande. Övriga medlemmar i styrgruppen har varit kommunstyrelsens vice ordförande Anita Bohman, tekniske chefen Per Allerth, miljö- och byggnadschefen Mariann Teurnell-Söderlund samt kommunchef Conny Jansson som även fungerat som beställarombud. Tommy Hammar från Länsstyrelsen i Kalmar län och projektledaren Christer Ramström, Västerviks kommun, har varit adjungerade till styrgruppen. Tommy Hammar har även fungerat som projektstöd inom miljöstyrning.

Det löpande arbetet har utförts av en projektgrupp där Christer Ramström från Västerviks kommun varit projektledare. Christer Hermansson från Västerviks kommun har haft ansvar som delprojektledare för delprojekt Miljökontroll medan Henning Holmström, Envipro Miljöteknik AB har upphandlats som delprojektledare för delprojekt Utredningar. Länsstyrelsen i Kalmar har representerats av Anders Svensson från miljöenheten och Birgitta Eriksson från kulturmiljöfunktionen. I projektgruppen har även Barbro Friberg från Kultur- och Fritidsförvaltningen ingått samt Petra Rissmann från Tekniska kontoret.

Fältarbetena inom projektet har organiserats av delprojekt Miljökontroll som i huvudsak bemannats av Christer Hermansson och Christer Ramström. Ansvaret för upprättandet av undersökningsprogrammet samt för flera av delrapporterna har vilat på delprojektledare Henning Holmström.

I huvudstudien för Projekt Gladhammars gruvor ingår följande rapporter:

2004:01	–	Sammanfattande Huvudstudierapport
2004:02	–	Metodik för provtagning och analys
2004:03	–	Inventering och karaktärisering av avfallen vid Gladhammars gruvor
2004:04	–	Grundvattnets geokemi
2004:05	–	Resultat från miljökontroll
2004:06	–	Hydrogeologisk åtgärdsutredning för Gladhammars gruvområde
2004:07	–	Geokemin i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön
2004:08	–	Systemförståelsen för Gladhammars gruvor och närområdet
2004:09	–	Kulturhistorisk utredning för Gladhammars gruvområde
2004:10	–	Sedimentkartering av Tjursbosjön
2004:11	–	Riskperspektivet för gruvområdet vid Gladhammar och nedströms liggande sjösystem
2004:12	–	Åtgärdsutredning Alternativ för efterbehandling av Gladhammars gruvor och förorenade sediment i Tjursbosjön
2004:13	–	Undersökning av Bondegruvan, Knutsschaktet och stollgången vid Holländarefältet, Gladhammars gruvor
2004:14	–	Effekter av föroreningsspridningen från den tidigare gruvdriften vid Gladhammars gruvor
2004:15	–	Betydelsen av Holländarefältet för masstransporten till Tjursbosjön
2004:16	–	Mobilisering och immobilisering av bly och kadmium i sjösediment
2004:17	–	Undersökning av bottenfauna i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön

Denna rapport har i huvudsak utarbetats av Henning Holmström, Envipro Miljöteknik AB.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
1. INLEDNING	7
2. SYFTE	7
3. METODIK	7
4. FÖRORENINGSKÄLLOR – IDAG OCH I FRAMTIDEN	9
4.1. ALLMÄNT	9
4.1.1. <i>Avfallen och sedimenten</i>	9
4.2. BESKRIVNING AV FÖRORENINGAR OCH FÖREKOMSTSAETT	14
4.3. BESKRIVNING AV KÄLLTERMER	18
4.4. LÄCKAGE FRÅN KÄLLAN – BESKRIVNING AV HUVUDSAKLIGA MEKANISMER	19
4.5. KÄLLBARRIÄRER – NATURLIGA MEKANISMER SOM FÖRHINDRAR TRANSPORT FRÅN KÄLLAN	20
5. NUVARANDE OCH FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR	23
5.1. BESKRIVNING AV TRANSPORTVÄGAR	23
5.2. SPRIDNING FRÅN KÄLLAN – AVFALL, GRUVA OCH SEDIMENT	23
5.3. TRANSPORTBARRIÄRER	24
6. SKYDDSOBJEKT	25
6.1. BESKRIVNING AV SKYDDSOBJEKT	25
6.2. EXPONERINGSVÄGAR	26
6.2.1. <i>Allmänt – Förorenad mark och sjösediment</i>	26
6.2.2. <i>Metod och modell för platsspecifik bedömning</i>	26
6.2.3. <i>Antaganden och beräkningar – Gruvavfall och förorenad mark</i>	28
6.2.4. <i>Antaganden och beräkningar – Tjursbosjöns sediment</i>	36
6.2.5. <i>Transport av föroreningar från gruvområdet till huvudrecipienten – Tjursbosjön</i>	41
6.2.6. <i>Övriga områden</i>	42
6.2.7. <i>Naturlig bakgrundsbelastning</i>	43
6.2.8. <i>Transport av föroreningar inom Tjursbosjön – Intern belastning idag och i framtiden</i>	43
6.2.9. <i>Transport nedströms systemet</i>	46
6.2.10. <i>Sammanfattning av resultat</i>	46
7. KONSEKVENSER IDAG OCH I FRAMTIDEN	48
7.1. KONSEKVENSER IDAG – GRUVOMRÅDEN OCH SJÖAR	48
7.2. KONSEKVENSER I FRAMTIDEN	49
7.2.1. <i>Nya exponeringsvägar</i>	49
7.2.1. <i>Övriga konsekvenser</i>	49
8. SAMLAD RISKBEDÖMNING	51
8.1. BEDÖMNING AV NUVARANDE MILJÖ- OCH HÄLSORISKER	51
8.2. RISKREDUKTION – NÖDVÄNDIG OCH MOTIVERAD	51
8.3. FÖRSLAG PÅ ÅTGÄRDSNIVÅER OCH ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	53
8.3.1. <i>Åtgärdsnivåer</i>	54
8.3.2. <i>Övergripande åtgärds mål</i>	55
9. REFERENSER	57

SAMMANFATTNING

Syftet med rapporten är belysa hela riskperspektivet för gruvområdet vid Gladhammar, slaggområdet vid Hyttan inkluderat, samt nedströms liggande sjösystem, främst Tjursbosjön. I riskbedömningen ingår att belysa hela kedjan av processer som sker från frigörelsen av föroreningar vid källan d.v.s. avfallen och själva gruvan och brytningsområdena, de processer som sker i mark och vatten från källan på väg till skyddsobjekten samt effekterna och konsekvenserna.

De huvudsakliga föroreningselementen i området är arsenik, barium, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. Arsenikhalten varierar från cirka 50-70 mg/kg TS i slaggen till som mest 1185 mg/kg TS i vaskmullen. Den högsta halten arsenik som påträffats i ett enskilt prov är 4720 mg/kg TS i ett prov på vaskmull, strax utanför stranden. Kobolthalten, ett av de element som utvunnits från malmen, varierar från cirka 378 mg/kg TS i vaskmullen till 2158 mg/kg TS i lakresten. Den högsta halten som påträffats är cirka 4000 mg/kg TS i lakresten. Blyhalten varierar från cirka 60 mg/kg TS till som mest cirka 1370 mg/kg TS i vaskmullen och här ligger den högst påträffade halten på omkring 5000 mg/kg TS, åter i vaskmullen. Zinkhalten ligger runt 100 mg/kg TS för alla material, utom i slaggen där halten varierar från cirka 1000-2000 mg/kg TS. Den högsta halten som uppmäts är 3730 mg/kg TS i slagg nere vid stranden vid Tjursbosjön. Nickelhalten varierar från cirka 50 mg/kg TS till i medel cirka 220 mg/kg TS och bariumhalten varierar i medeltal från cirka 40 mg/kg TS till som mest 430 mg/kg TS. I varpen sitter enbart mindre mängder av elementen i riktigt lakbara fraktioner (adsorberat eller karbonatbundet). En hel del sitter dock bundet i järnoxidfraktioner. Detta gäller speciellt för arsenik (nästan 50 %). Majoriteten av de sulfidbundna elementen sitter just i sulfidfaser. Detta gäller t.ex. koppar (73 %) och kobolt (71 %). Beteendet är snarlikt för lakresten. Endast mindre mängder sitter i riktigt lakbara fraktioner, vilket kan innebära att de mest lakbara elementen redan lakats ut. Betydligt mer sitter bundet i järnfaser. Detta är tydligt t.ex. för koppar och kobolt där 28-37 % sitter i denna fas, att jämföra med 4-15 % för varpen. Andelen sulfidbundna element är också betydligt mindre. Att notera är att nästan 92 % av all arsenik sitter i fraktioner som kan tänkas vara tillgängliga, d.v.s. löses upp av magsyran i mag-tarmkanalen.

Grunden till det huvudsakliga läckaget från avfallen vid Gladhammar, d.v.s. varp, slagg, lakrest och vaskmull, är oxidationen av sulfider. Det är dock inte enbart de upplagda avfallen i sig som vittrar, oxiderar och frigör metaller. Även gruvan i sig vittrar och frigör metaller, vilka lakas ut och transporteras ut genom stollgången. Själva läckaget från källan drivs sedan av vatten. Nederbörden i området sköljer ut avfallen på vittringsprodukter vilka sedan transporteras vidare antingen som ett ytligt lakvattenflöde eller transporteras ned till grundvattnet nedströms gruvområdet. En del nederbörd infiltrerar också direkt ned i gruvan, både som inrinnande ytvatten och som tillströmmande grundvatten. Båda typerna av vatten sköljer ut vittringsprodukter från väggar, tak och golv i orterna. Föroreningarna transporteras sedan ut genom stollgången.

Idag är avfallen och gruvan de huvudsakliga källtermerna och dessa processer är av betydelse. Idag fungerar även Tjursbosjöns sediment som en sänka för metaller. I sjön finns dock föroreningar upplagrade som vid förändrade förhållanden kan medföra att sedimenten blir en källa d.v.s. en fungerande källterm. Idag är det känt att remobilisering av framförallt koppar och kobolt sker i de djupare sedimenten och att dessa metaller vandrar uppåt. Denna process sker genom s.k. diffusion d.v.s. koncentrationsskillnader. Vid en efterbehandling d.v.s. åtgärder för de landbaserade källorna, bör halten i vattenmassan även sjunka, vilket initialt skulle medföra en ökad diffusion från sedimenten. En efterbehandling av gruvområdet, utan åtgärder för sedimenten, skulle såldes under en tid kunna *medföra att sedimenten blir en källterm*. I alla fall innan systemet stabiliseras, vilket kan ta lång tid (flera omsättningstider).

Ett antal skyddsobjekt finns i området runt Gladhammars gruvor och Tjursbosjön samt nedströms. De aktuella skyddsobjekten är följande:

- Människor som permanent bor i områdena.
- Människor som besöker områdena.
- Miljön i direkt anknytning till gruvområdena.
- Miljön i Tjursbosjön.
- Miljön i systemet direkt nedströms gruvområdena och Tjursbosjön.
- Den slutliga recipienten Östersjön.

I närheten av själva gruvområdet vid Käringryggen finns en permanentbostad och ett par sommarhus belägna. Vid hyttområdet vid Torsfallsån finns ytterligare permanentbostäder, varav minst ett är direkt lokaliserat på eller i direkt anknytning till slaggen. En vandringsled, den s.k. Tjustleden går förbi gruvområdet, och har en avstickare ned till stranden av Tjursbosjön där större delen av allt finkornigt arsenikhaltigt avfall förekommer. Närmiljön d.v.s. flora och fauna i direkt anknytning till gruvområdet är ett skyddsobjekt. Idag är floran och faunan sannolikt störda. Växtligheten längs stranden är sporadisk och består mestadels av ljung och mossor. Tydligt är avsaknaden av t.ex. vattenlevande djur i vattensamlingar. Tjursbosjön och organismerna som lever i den eller i närheten är ytterligare ett skyddsobjekt. Sjön är idag kraftigt påverkat och störd. Ett par områden runt Tjursbosjön och Ekenässjön anses ha ett särskilt intresse för naturvärden, bl.a. 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. 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.

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 våtmarksområde finns som enligt kommunen har ett högt bevarandevärde. I våtmarken häckar bl.a. enkelbeckasin. Ekenässjön innehåller även flera olika fiskarter bl.a. gädda, abborre, mört, sarv, benlöja och braxen. Storlom häckar vid sjön. Nedströms Tjursbosjön och Ekenässjön ligger Kyrksjön. Även denna sjö är påverkad av gruvverksamheten. Föroreningar från gruvområdet har spårats och konstaterats i vattenfasen ända ned till sjön Maren ytterligare nedströms d.v.s. hela systemet är delvis påverkat och kan anses vara ett skyddsobjekt. Den slutliga recipienten är Östersjön, det slutliga och övergripande skyddsobjektet.

Spridning av föroreningar från gruvområdet ut till Tjursbosjön är stor. I fallet koppar och kobolt minst cirka 431 kg respektive 125 kg årligen. Potentialen för framtida vittring och frigörelse samt vidare transport till Tjursbosjön och nedströms är således betydande. Enbart de i avfallen upplagrade mängderna av koppar och kobolt räcker i cirka 1500 år. Gruvområdet anses vara en betydande antropogen källa utav många som slutligen bidrar till den allmänna föroreningen av den slutliga recipienten, Östersjön (jmf. Riksdagens miljömål - Giftfri miljö).

Sammanfattningsvis bedöms idag konsekvenserna vara följande:

- Höga halter av arsenik, koppar och kobolt samt bly i avfallen, vilka utgör ekotoxikologiska risker.
- Halterna i bär och svamp är förhöjda jämfört med referenser.
- Arseniken i framförallt vaskmullen och lakresten är så pass höga att de utgör humantoxikologiska risker vid direktexponering.

- Oxidation/vittring och utlakning av avfallen samt själva gruvan medför ett stort utläckage till Tjursbosjön med haltförhöjning i vatten och sediment som följd.
- Tydliga ekotoxikologiska effekter i Tjursbosjön, tydlig påverkan i nedströms liggande sjöar, framförallt Ekenässjön.

Utläcket bidrar till den regionala metallbelastningen av kusten och av Östersjön.

De framtida konsekvenserna är lika de som finns idag d.v.s. riskerna avseende direktexponering och ekotoxikologiska effekter kommer att kvarstå. Några andra risker bedöms inte kunna finnas eftersom det inte är sannolikt att markanvändningen ändras i nämnvärd grad. Det bör dock säkerställas att inga okontrollerade borrningar efter dricksvatten eller i övrigt oplanerad markanvändning sker i området.

- Inga nya exponeringsvägar bedöms kunna skapas i framtiden.

Andra konsekvenser är möjliga på lång sikt, hundratals till tusentals år. I ett längre perspektiv är en påverkan av klimatförändringar möjlig och sannolik. Klimatförändringarna kan vara naturliga t.ex. en ny istid., Flera istider har kommit och gått under jordens historia, men även på kortare sikt är den s.k. växthuseffekten mer sannolik. Detta bedöms dock inte kunna påverka vare sig vittringen eller spridningen av föroreningar från gruvområdet. Ej heller huruvida sedimenten i Tjursbosjön vänder från att vara en fälla till att bli en källa. Ett större problem är försurningen. Idag ligger pH i Tjursbosjön mellan 6,6-7,1. Om pH skulle sänkas en enhet är det möjligt att mobilisera stora mängder föroreningar som idag ligger på sjöns botten, i sedimenten. De sekventiella lakningarna visar att huvuddelen av metallerna sitter i lätt lakbara faser, vilka skulle kunna bli tillgängliga vid en försurning. En försurning av Tjursbosjön skulle även kunna medföra att suspendatet till stor del förlorar sin kapacitet som bärarfaser för metaller. Detta innebär i sig att Tjursbosjön förlorar sin kapacitet att fungera som en sänka eller "sedimentationsbassäng". Sammantaget kan belastningen öka flerfald. Idag ligger t.ex. i enbart de övre 30 cm av sedimenten cirka 68 ton koppar och 13 ton kobolt upplagrade. Om 40 % av dessa mobiliseras orsakar det en ökning jämfört med årstransporten ut från gruvan med mellan 76-136 ggr.

Hur stor är då denna risk? I närheten av Gladhammar, t.ex. i närheten av Ankarsrum, finns idag sjöar som kalkas regelbundet med statliga bidrag. Några av dessa sjöar är Hällsjön, Skinnsjön, Storsjön och Tyreln. Alkaliniteten och pH upprätthålls i dessa sjöar på konstgjord väg genom kalkning. Det lägsta pH-värdet som uppmätts i dessa sjöar ligger på omkring 5,1. Till detta ska läggas att Tjursbosjön är en källsjö samt att moränen i omgivningen är sur. Neutralisationspotentialen ligger under 5 kg CaCO₃/ton material. Försurningsrisken ska således inte helt försummas. Idag ligger t.ex. alkaliniteten i sjön runt 0,1 mekv/l d.v.s. på gränsen till att bli sur.

På längre sikt görs bedömningen att följande konsekvenser kan läggas:

- Möjlig försurning med ökad utlakning och metalltransport som följd. Detta skulle medföra en stor påverkan och stora risker på det nedströms liggande sjösystemet.
- Sedimenten börjar fungera som en källa p.g.a. minskade halter i sjövattnet efter en efterbehandling.

Sammanfattningsvis utgör gruvan och avfallen risker både ur humantoxikologisk och ekotoxikologisk synvinkel. Arsenikhalterna är höga i avfallen, framförallt varpen, lakresten och vaskmullen. Utav dessa tre material är det främst lakresten och vaskmullen som kan medföra risker för människor. Då är det framförallt risken vid intag av jord, men även hudkontakt som är dimensionerande. Slaggen, och framförallt den vid Hyttan utgör ingen humantoxikologisk risk. Halterna är dock så pass höga generellt att avfallen utgör ekotoxikologiska risker. Då är arsenik, koppar, kobolt, bly och även zink för slaggen dimensionerande. Spridningen d.v.s. spridningen av föroreningar som orsakas av vittringen av avfallen och den interna vittringen av gruvan medför att Tjursbosjön kontamineras. Spridningen är stor. Effekterna kan spåras vidare nedströms i systemet. Framförallt syns effekter i Ekenässjön och Kyrksjön,

men även enligt äldre undersökningar i Maren. Halterna i sjövattnet, framförallt i Tjursbosjön, är höga (t.ex. omkring 71 µg/l koppar) och därmed även i sedimenten. I Tjursbosjön ligger de högsta kopparhalterna på cirka 2 % TS. Uppenbara ekotoxikologiska effekter finns i Tjursbosjön och dess sediment. Bottenfauna har uppvisat tydliga metallskador (skador på mundelar).

Riskerna idag anses som mycket stora för följande objekt:

- Gruvområdet vid Gladhammar
- Sohlbergsfältet
- Slaggområdet vid hyttområdet intill Torsfallsån
- Tjursbosjön

Den högsta prioriteten bör främst vara att reducera direktexponeringsriskerna för avfallen. Baserat på de beräknade referenskoncentrationerna så borde en lämplig *maximal* riskreduktion för att minska direktexponeringsriskerna och även minska de ekotoxikologiska effekterna för alla avfall på haltbasis för arsenik ligga i nivån 37 mg/kg TS, koppar på 190 mg/kg TS, kobolt, 240 mg/kg TS, bly på 290 mg/kg TS och zink 720 mg/kg TS. Styrande är då exponeringsvägarna intag av jord för arsenik och ekotoxikologiska risker för övriga element. Att nå dessa nivåer är i praktiken omöjlig utan att åtgärda alla avfall, vilket därmed även reducerar spridningen. Läckaget från gruvan anses även behöva reduceras eftersom läckaget genom stollgången står för en stor del av det totala läckaget till Tjursbosjön.

En borttagning av avfallen och/eller reducering av källtermerna kommer på sikt att minska halterna i Tjursbosjöns vatten p.g.a. en minskad spridning. Halterna bör närma sig de naturliga bakgrundshalterna (omkring 4 µg/l), men sannolikt under lång tid ligga något högre (dock under 10 µg/l). Detta innebär dock inte någon direkt förbättring för sedimenten eftersom en vandring av element från djupare nivåer sker (diffusion). Halterna i ytsedimenten kommer att vara höga under mycket lång tid d.v.s. vara ekotoxiska. En rimlig riskreduktion för sedimenten vore således att reducera halterna till nivåer som mer speglar de naturliga förhållandena innan gruvdriften. Främst bör halterna av koppar, kobolt och bly reduceras till naturliga nivåer d.v.s. omkring 200 mg/kg TS för koppar, 80 mg/kg TS för kobolt och 26 mg/kg TS för bly (allt baserat på 90 percentiler för nivån 50-70 cm). Dessa nivåer anses mer spegla en naturlig bakgrund. Detta innebär i praktiken att de övre 30-40 cm av sedimenten tas bort. *Motivet till att föreslå åtgärder i Tjursbosjöns sediment är framför allt de ekotoxikologiska riskerna och risken för framtida metallspridning. De ekotoxikologiska riskerna och riskerna för en framtida spridning anses således även de motiverade att reducera.*

1. INLEDNING

Västerviks kommun genomför, med bidragsmedel från Länsstyrelsen i Kalmar län Projekt Gladhammars gruvor, en huvudstudie enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Gladhammars gruvfält i Västerviks kommun har utnyttjats för brytning av järn, koppar och kobolt i olika perioder från 1500-talet fram till 1800-talets slut. Dessa gruvbrytningar har genererat stora utsläpp av metaller, främst koppar och kobolt, till det nedströms liggande sjösystemet och den långvariga belastningen har bidragit till att metaller har anrikats i sedimenten. Tjursbosjön ligger överst i systemet och efterföljande sjöar är Ekenässjön, Kyrksjön och Maren.

Projektets syfte är att utreda möjligheterna för att minska miljöbelastningen av tungmetaller, framför allt koppar och kobolt från gruvfältet, till intilliggande sjösystem. Inom ramen för huvudstudien genomförs därför omfattande undersökningar av förekomsten och spridningen av främst tungmetaller från gruvavfall och sediment, möjligheten till åtgärder m.m.. Även de kulturhistoriska värdena utreds.

Undersökningarna inom ramen för projektet styrs av Västerviks kommun med Envipro Miljöteknik AB som stöd, samt upphandlade underkonsulter. I projektet deltar också miljöenheten och kulturmiljöfunktionen vid Länsstyrelsen i Kalmar.

Denna rapport är en del i Huvudstudien.

2. SYFTE

Syftet med rapporten är belysa hela riskperspektivet för gruvområdet vid Gladhammar, slagområdet vid Hyttan inkluderat, samt nedströms liggande sjösystem, främst Tjursbosjön. I de fall det bedömts som relevant har även Ekenässjön och Kyrksjön d.v.s. sjöarna nedströms Tjursbosjön inkluderats i resonemangen. I riskbedömningen ingår att belysa hela kedjan av processer som sker från frigörelsen av föroreningar vid källan d.v.s. avfallen och själva gruvan och brytningsområdena, de processer som sker i mark och vatten från källan på väg till skyddsobjekten samt effekterna och konsekvenserna.

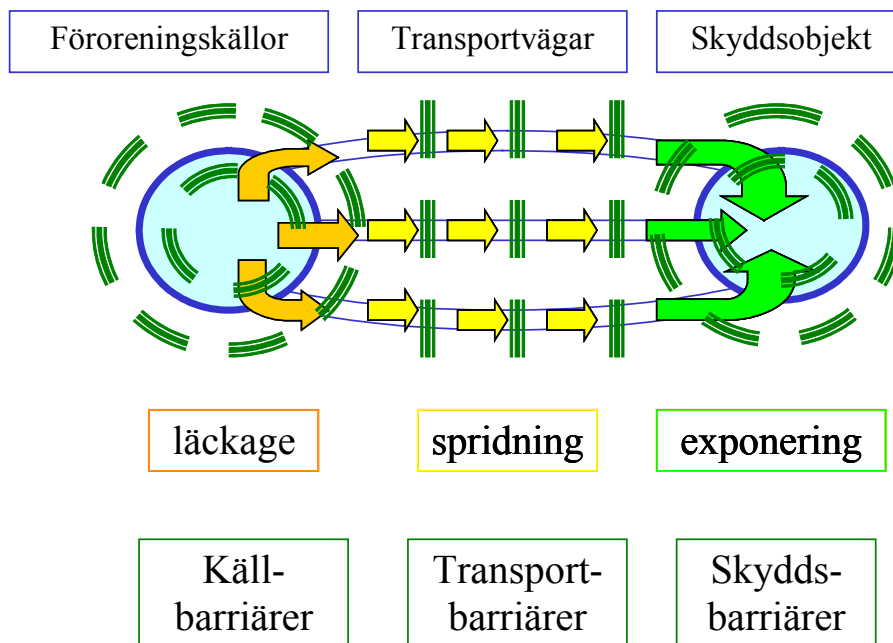
Halter, masstransporter, processer och därmed förknippade risker sätts även i relation till de risker som finns naturligt i området p.g.a. den naturliga bakgrunden. Målet är således att slutligen göra en helhetsbedömning av riskerna idag och framgent samt bedöma vilken grad av riskreduktion som krävs d.v.s. bedöma hur mycket riskerna behöver reduceras för att undvika skador på miljö- och hälsa idag och framgent samt för att i övrigt uppfylla lokala, regionala samt nationella miljömål.

3. METODIK

Riskbedömningen i Projekt Gladhammars gruvor har gjorts enligt en den s.k. Kalmarmodellen som sammanfattas i figur 1. Modellen följer Naturvårdsverkets MIFO-modell (Naturvårdsverket, 1999a) där hänsyn tas till olika föroreningar, mängder, spridningsrisker, skyddsvärden m.m. Den använda modellen är något mer precis i sin utformning eftersom den syftar till en större processförståelse över hur föroreningarna omsätts i systemet d.v.s. belysa hela riskperspektivet.

I Kalmarmodellen görs en genomlysning av hur föroreningskällan beter sig idag och den framtida potentialen. Det undersöks vilka föroreningar som är aktuella, vilka som kan innebära risker samt de mekanismer som styr frigörelsen t.ex. oxidation av sulfider, upplösning av mineral m.m.. Det studeras hur dessa föroreningar sprids, d.v.s. läckaget i olika medier som grundvatten, ytvatten och damning m.m.. De eventuella naturliga källbarriärer som finns identifieras. Dessa kan utgöras av immobilisering genom olika sorptionsprocesser eller andra processer och mekanismer som reglerar transporten av föroreningar från källan. Transportvägarna identifieras, inte bara de aktuella, utan även eventuella framtida transportvägar bedöms. Även här studeras vilka mekanismer som är aktuella och styr ämnenas vidare transport mot skyddsobjektet, mekanismer vilka även kan kallas naturliga transportbarriärer. Även specialfall d.v.s. där ingen spridning sker utan direktexponering är möjlig utreds. De skyddsobjekt som är aktuella att skydda från miljö- och hälsorisker, och inte minst från generell belastning identifieras. Spridningen till de aktuella skyddsobjekten kvantifieras i storlek och sätts i relation till spridningen från den aktuella bakgrunden d.v.s. bakgrundspridningen. Exponeringsriskerna samt eventuella naturliga skyddsbarriärer identifieras, analyseras och bedöms. All denna information sammanställs till en slutlig riskbedömning för området och de huvudsakliga föroreningskällor som finns.

Riskbedömning vid spridning



Figur 1. Redovisning av generell modell för riskbedömning enligt Kalmarmodellen (Källa: Länsstyrelsen i Kalmar län, 2004).

4. FÖRORENINGSKÄLLOR – IDAG OCH I FRAMTIDEN

4.1. Allmänt

Avfallen och de huvudsakliga föroreningskällorna runt gruvområdet består av varp, vaskmull, lakrest och slagg. Dessa material är ingående karakteriserade i Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03. Även sjösedimenten framförallt i Tjursbosjön är en tänkbar källa på sikt. Sjösedimenten och dess egenskaper finns karakteriserade i rapporten Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:07.

4.1.1. Avfallen och sedimenten

De avfall som finns i området runt Gladhammars gruvor är varp, vaskmull, lakrest och slagg. I tabell 1 redovisas medelvärden för de olika typerna av avfall.

Tabell 1. Medelhalter och standardavvikelser för de olika avfallen i Gladhammarsområdet. I tabellen redovisas även medelhalten för moränen runt Tjursbosjön.

	Varp	Vaskmull	Lakrest	Slagg Gladhammar	Slagg Hyttan	Morän
	medel±std.av. (14 analyser)	medel±std.av. (7 analyser)	medel±std.av. (4 analyser)	medel±std.av. (5 analyser)	medel±std.av. (2 analyser)	medel±std.av. (4 analyser)
[%TS]						
Al ₂ O ₃	3,23±1,58	7,63±3,88	7,43±2,41	12,6±2,3	7,35±0,76	15,8±2,69
CaO	0,65±1,08	0,77±0,40	0,43±0,49	2,26±1	5,40±6,6	1,37±0,30
Fe ₂ O ₃	23,3±9,7	10,9±10,3	39,1±22,1	33,9±3,7	37,5±13,2	5,14±2,66
K ₂ O	0,30±0,13	1,91±1,48	1,13±1,28	0,82±0,38	1,09±0,45	3,16±0,75
MgO	1,15±0,44	0,70±0,57	0,73±0,18	4,22±0,55	1,76±0,22	0,58±0,20
MnO ₂	0,07±0,04	0,06±0,02	0,05±0,01	0,21±0,02	0,17±0,05	0,05±0,01
Na ₂ O	0,06±0,01	1,44±1,25	0,93±1,00	0,14±0,07	0,36±0,06	2,68±0,72
P ₂ O ₅	0,08±0,05	0,13±0,11	0,16±0,07	0,49±0,17	0,16±0,004	0,28±0,26
SiO ₂	69,2±10,5	72,3±6,9	41,5±20,8	45,8±1,7	45,3±5,9	61,5±14,4
TiO ₂	0,24±0,10	0,27±0,08	0,44±0,15	0,82±0,12	0,51±0,13	0,51±0,04
TS	99,8±0,1	83,6±14,8	91,6±9,1	99,9±0,2	76,3±9,8	77,4±15,0
[mg/kg TS]						
As	191±232	1185±1963	542±472	73,5±58,5	53,1±59,8	2,28±0,76
Bi	2750±495 ¹	e.a.	e.a.	30 ²	e.a.	e.a.
Ba	42,9±21,4	430±347	242±290	152±26	151±19	728±164
Cd	0,17±0,13	0,20±0,15	0,16±0,09	0,11±0,07	0,09±0,04	0,10±0,04
Co	947±698	378±453	2158±1574	1909±1242	1180±127	4,55±1,83
Cr	63,9±18,7	58,5±16,1	58,1±15,8	107±17	71,8±20,5	53,4±7,2
Cu	5767±8552	1656±707	4075±3142	4248±2494	4165±728	117±195
Hg	<0,04	0,92±1,14 ¹	<0,04	<0,04	0,07 ²	0,09±0,03 ³
Mo	214±587	18,8±11,4	20,8±2,7	21,3±10,0	20,8±8,3	<6
Ni	115±60	44,5±34,4	224±154	179±141	49,3±25,2	7,47±2,85
Pb	1247±683	1368±2071	1044±833	123±43	58,8±34,9	14,0±3,2
S	6757±4674	1761±1626	3007±3552	3118±1710	4375±488	729±544
Sr	14,2±7,5	157±123	86,7±111,0	75,0±10,7	103±11	262±69
V	79,5±31,4	60,7±40,3	75,3±39,4	282±62	83,1±28,2	54,5±16,5
Zn	90,7±34,2	131±222	149±105	2151±1447	1122±1397	34,0±4,9
Zr	353±142	287±163	679±311	1121±149	647±178	239±62

¹ Endast två värden.

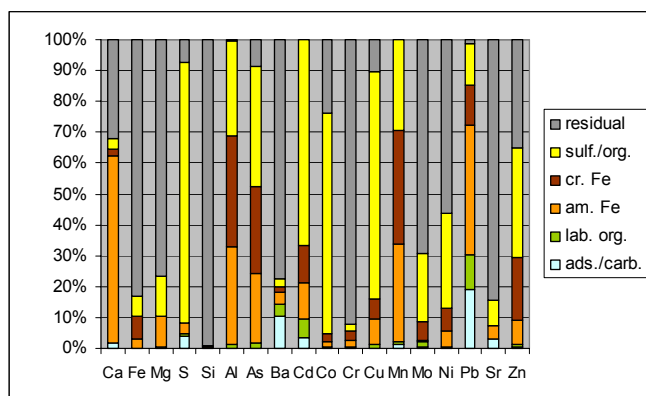
² Endast ett värde.

e.a. Ej analyserad

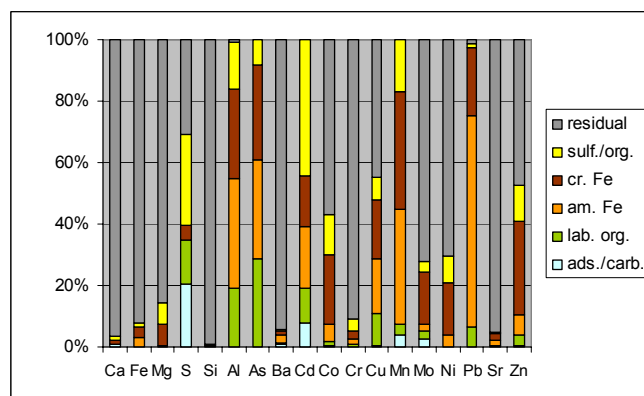
De huvudsakliga föroreningselementen som föreligger i högst halt är arsenik, barium, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. Arsenikhalterna varierar från cirka 50-70 mg/kg TS i slaggen till som mest 1185 mg/kg TS i vaskmullen. Den högsta halten arsenik som påträffats i ett enskilt prov är 4720 mg/kg TS i ett prov på vaskmull, strax utanför stranden. Kobolthalterna, ett av de element som utvunnits från malmen, varierar från cirka 378 mg/kg TS i vaskmullen till 2158 mg/kg TS i lakresten. Den högsta halten som påträffats är cirka 4000 mg/kg TS i lakresten. Blyhalterna varierar från cirka 60 mg/kg TS till som mest cirka 1370 mg/kg TS i vaskmullen och här ligger den högst påträffade halten på omkring 5000 mg/kg TS, åter i vaskmullen. Zinkhalterna ligger runt 100 mg/kg TS för alla material, utom i slaggen där halterna varierar från cirka 1000-2000 mg/kg TS. Den högsta halten som uppmätts är 3730 mg/kg TS i slagg nere vid stranden vid Tjursbosjön. Nickelhalterna varierar från cirka 50 mg/kg TS till i medel cirka 220 mg/kg TS och bariumhalterna varierar i medeltal från cirka 40 mg/kg TS till som mest 430 mg/kg TS.

Screeninganalyser har även genomförts på både varp och slagg. Materialen innehåller en hel rad andra element som t.ex. antimon (1,3-5,4 mg/kg TS), tallium (0,5-1,5 mg/kg TS), silver (3,6-20 mg/kg TS) och faktiskt även en del guld (0,1-3,1 mg/kg TS). Även uran finns i mindre mängder. Det enda elementen som förekommer i några högre halter och som kan tänkas vara dimensionerande utifrån miljö- och hälsosynpunkt är vismut. Halterna av vismut i varpen varierar mellan 2400-3100 mg/kg TS. Halterna bör vara snarlika även i vaskmullen och möjligen även i lakresten. I slaggen ligger halten på 60 mg/kg TS.

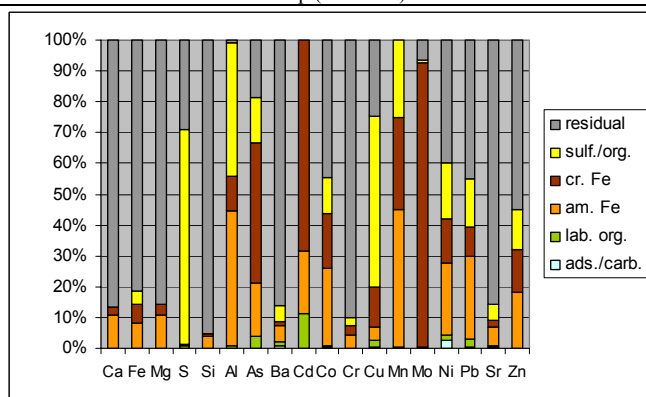
De huvudsakliga föroreningselementen kan således sammanfattas till följande element arsenik, vismut, kobolt, koppar, nickel, bly, zink.



Varp (vaskmull)



Lakrest



Slagg

Figur 2. Resultat från sekventiella lakningar på varp, vaskmull och slagg. Varp anses kunna representera vaskmull. Ads/carb=adsorberat och karbonatbundet, lab.org=bundet till labilt organiskt material, am.Fe=bundet i amorfa järnoxhydroxider, cr.Fe=bundet i kritallina järnoxider, sulf/org=bundet i sulfider eller i organiskt material, residual=bundet i residualen t.ex. silikatbundet.

I jämförelse med de naturliga bakgrundshalterna d.v.s. moränen i området är halterna i avfallen mycket höga.

Sekventiella lakningar har utförts på material från Gladhammar (figur 2). Varpen, lakrest och slagg har lakats. Bedömningen har gjorts att varpen och vaskmullen liknar varandra i beteende. Visserligen skiljer sig halterna åt, men elementen bör i stort sitta i samma faser. En viss skillnad avseende sulfidinnehållet bör dock finnas. Varpen verkar vara mer sulfidrik.

I varpen sitter enbart mindre mängder av elementen i riktigt lakbara fraktioner (adsorberat eller karbonatbundet). En hel del sitter dock bundet i järnoxidfraktioner. Detta gäller speciellt för arsenik (nästan 50 %). Majoriteten av de sulfidbundna elementen sitter just i sulfidfaser. Detta gäller t.ex. koppar (73 %) och kobolt (71 %).

Beteendet är snarlikt för lakresten. Endast mindre mängder sitter i riktigt lakbara fraktioner, vilket kan innebära att de mest lakbara elementen redan lakats ut. Betydligt mer sitter bundet i järnfaser. Detta är tydligt t.ex. för koppar och kobolt där 28-37 % sitter i denna fas, att jämföra med 4-15 % för varpen. Andelen sulfidbundna element är också betydligt mindre. Att notera är att nästan 92 % av all arsenik sitter i fraktioner som kan tänkas vara tillgängliga, d.v.s. löses upp av magsyran i mag-tarmkanalen.

För slaggen sitter en något större andel av metallerna bundna i residualen d.v.s. i silikater och dylikt. Detta gäller t.ex. för zink, bly, koppar och kobolt. En hel del element sitter även här bundna i järnfaser, men andelen sulfidbundna element är lägre jämfört med varpen, i nivå med lakresten, vilket visar att det finns kvarvarande sulfider i slaggen som kan oxidera och vittra.

Sedimenten i Tjursbosjön är ytterligare en källa för föroreningar, inte bara idag utan även på sikt p.g.a. den upplagrade mängden föroreningar i sedimenten. Sedimenten har under hundratals år fungerat som en sänka för föroreningar och många årsutsläpp metaller finns upplagrade, mängder som i framtiden kan frigöras.

Medelhalten i Tjursbosjön samt nedströms liggande sjöars sediment redovisas i tabell 2. I tabellen redovisas metallhalterna i de översta 30 cm i sedimenten. I de djupare sedimentlagren sjunker halterna för att nå naturliga bakgrundsnivåer på ca 50 cm djup.

Koppar och kobolthalterna är höga i Tjursbosjöns sediment. Kobolthalterna ligger i snitt på 826 mg/kg TS och kopparhalterna på 4607 mg/kg TS. De maximala halterna som påträffats ligger på 4830 mg/kg TS för kobolt (ytsediment) respektive nästan 2,1 % TS koppar (nivån 4-6 cm). Halterna sjunker nedströms, men är fortfarande höga i Ekenässjön. Kobolthalten ligger i snitt på 379 mg/kg TS med en maximalt påträffad halt på 1560 mg/kg TS. Kopparhalten ligger i medel på 895 mg/kg TS med en maximal halt på 2600 mg/kg TS.

I Kyrksjön, nästa sjö i sjösystemet ligger kobolthalten i medel på 151 mg/kg TS d.v.s. betydligt lägre än både Tjursbosjön och Ekenässjön. Halten är fortfarande hög och tyder på en påverkan. Den maximalt påträffade halten ligger på 267 mg/kg TS. Kopparhalten har i Kyrksjön sjunkit till 516 mg/kg TS, med en högsta halt på 809 mg/kg TS.

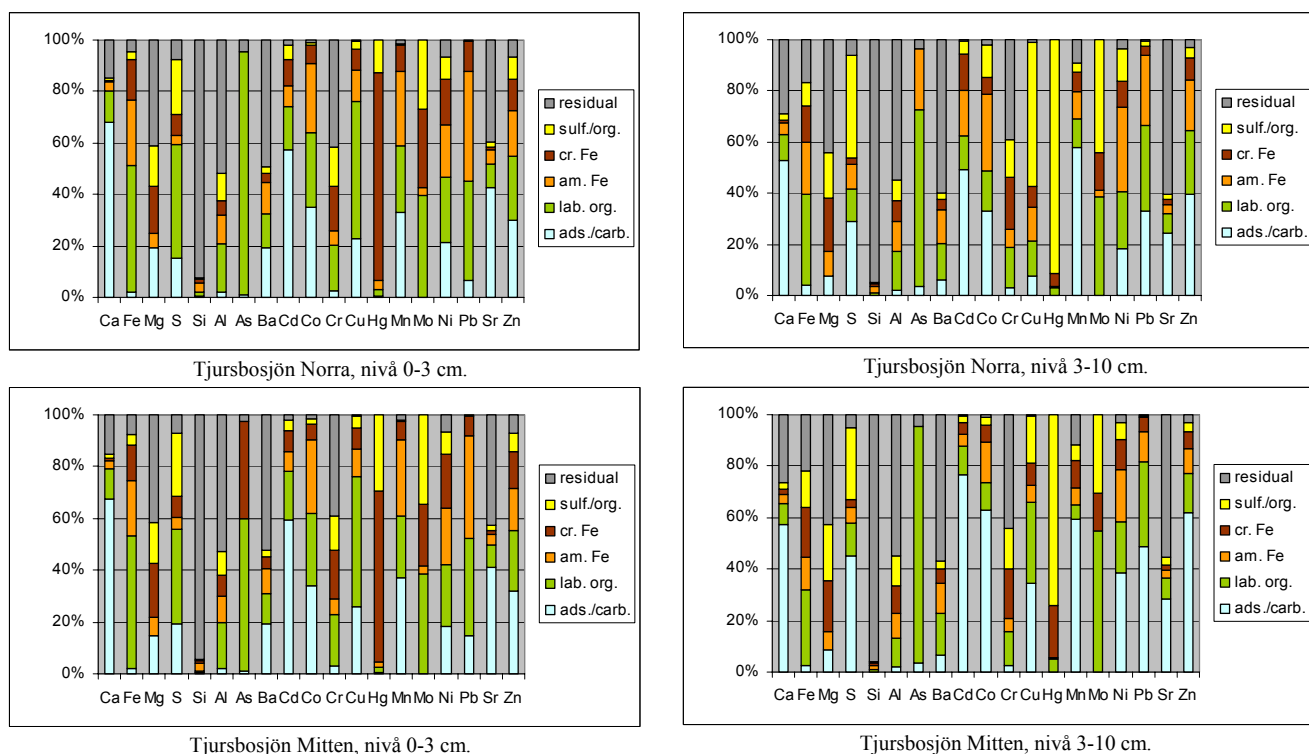
Även andra element finns i sedimenten. Framförallt gäller det bly i Tjursbosjön, där medelhalten ligger på 742 mg/kg TS. Den högsta halten som påträffats är 3360 mg/kg TS.

Tabell 2. Medelhalter och standardavvikelser för sedimenten i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön. Data för de övre 30 cm. Medelhalterna för Tjursbosjön och Ekenässjön baseras på fyra sedimentproppar per sjö spridda över sjöarna, medan data för Kyrksjön baseras på tre sedimentproppar.

	Tjursbosjön		Ekenässjön		Kyrksjön	
	medel	std.av	medel	std.av	medel	std.av
	(44 analyser)		(28 analyser)		(20 analyser)	
[% TS]						
Al ₂ O ₃	8,63	1,91	10,2	4,3	13,2	1,2
CaO	0,90	0,13	0,91	0,25	1,06	0,14
Fe ₂ O ₃	8,48	4,57	8,94	3,62	7,34	1,06
K ₂ O	1,18	0,34	2,07	1,33	2,87	0,33
LOI	29,4	5,43	19,4	8,2	18,2	3,5
MgO	0,69	0,20	1,21	0,91	1,68	0,19
MnO	0,48	0,94	0,57	0,758	0,14	0,03
Na ₂ O	0,49	0,17	0,80	0,39	1,08	0,15
P ₂ O ₅	0,57	0,10	0,45	0,14	0,41	0,12
SiO ₂	41,3	6,99	50,5	6,2	51	2,4
TiO ₂	0,36	0,08	0,42	0,182	0,58	0,07
[mg/kg TS]						
As	31,5	24,8	12,1	8,5	4,77	0,86
Ba	338	74,3	478	164	547	42
Be	3,47	1,58	2,75	0,72	3,08	0,25
Cd	1,34	0,75	1,49	1,25	0,95	0,15
Co	826	997	379	394	151	57
Cr	53,7	13,1	64,7	18,7	74,2	6,8
Cu	4697	4827	895	831	516	135
Hg	0,25	0,21	0,21	0,10	0,13	0,02
La	71,6	15,8	62,1	9,8	59,6	4,4
Nb	8,11	1,37	11,1	4,4	10,7	2,0
Ni	78,5	57,8	57,4	30,0	40,5	5,2
Pb	742	895	107	89	47,6	7,2
S	5500	4058	3582	3013	2989	684
Sc	8,68	1,48	10,9	3,1	12,5	0,10
Sr	74,6	14,3	86,4	28,3	104	14
V	76,1	19,8	73,4	24,3	87,6	7,6
Y	51,2	9,0	52,8	9,7	46,3	2,6
Zn	246	106	239	115	217	18
Zr	80,2	33,4	129	55	143	27

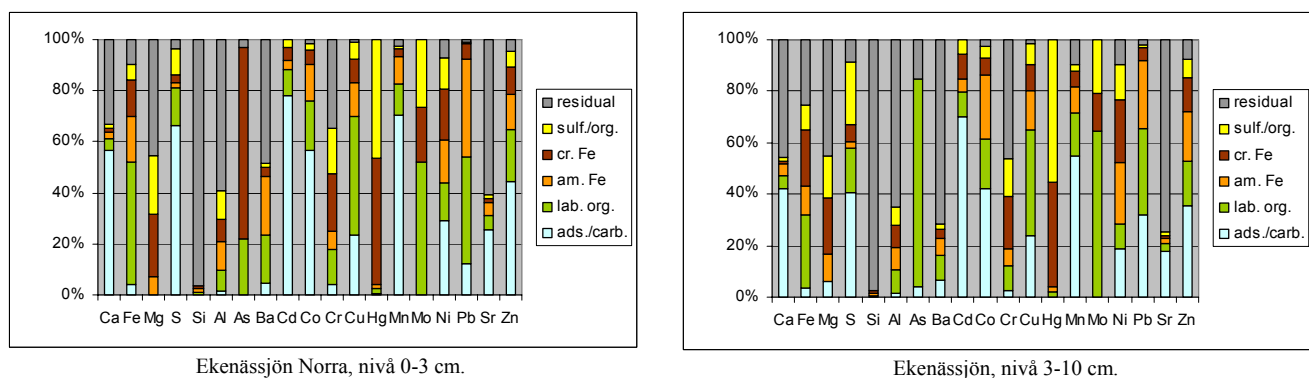
Resultat från sekventiella lakningar baserade på sediment från både Tjursbosjön och Ekenässjön redovisas i figurerna 3 och 4. De sekventiella lakningarna visar i vilka faser elementen är bundna och visar t.ex. hur tillgängliga metallerna är vid förändrade förhållanden eller vid intag av sediment. Element i lättlakade fraktioner eller knutna i amorfa järn- och manganoxidhydroxidfraktioner är t.ex. mer lättillgängliga vid en försurning eller förändrad (sjunkande) redoxpotential.

Något som är tydligt är att andelen element i lättlakade fraktioner (adsorberade, karbonatbundna eller knutna till labilt organiskt material) generellt är högre i ytsedimentens nivå 0-3 cm. Detta är ett inte helt ovanligt fenomen. Andelen element bundna i sulfidfraktioner verkar heller inte vara så betydande mot djupet utan andelen koppar och kobolt som är bundet till järn (och mangan) oxidhydroxider är tämligen konstant. Inte heller verkar elementen vara bundna på olika sätt i den norra delen av sjön (nära gruvan) och längre ut. De flesta element uppvisar samma beteenden.



Figur 3. Resultat från sekventiella lakningar baserade på sediment (nivåer 0-3 cm samt 3-10 cm) från norra delen av Tjursbosjön och mitten delen av samma sjö. Ads/carb=adsorberat och karbonatbundet, lab.org=bundet till labilt organiskt material, am.Fe=bundet i amorfa järnoxhydroxider, cr.Fe=bundet i kritallina järnoxider, sulf/org=bundet i sulfider eller i organiskt material, residual=bundet i residualen t.ex. silikatbundet.

Vid en jämförelse mellan Tjursbosjön och Ekenässjön så är det tydligt att sedimenten i båda sjöarna är likartade. Elementen sitter i stort sett i samma faser och i liknande andelar. Även i Ekenässjön verkar elementen ha samma beteende mot djupet. En hel del av elementen, framförallt koppar och kobolt sitter i lättillgängliga faser.



Figur 4. Resultat från sekventiella lakningar baserade på sediment (nivåer 0-3 cm samt 3-10 cm) från Ekenässjön. Ads/carb=adsorberat och karbonatbundet, lab.org=bundet till labilt organiskt material, am.Fe=bundet i amorfa järnoxhydroxider, cr.Fe=bundet i kritallina järnoxider, sulf/org=bundet i sulfider eller i organiskt material, residual=bundet i residualen t.ex. silikatbundet.

4.2. Beskrivning av föroreningar och förekomstssätt

I avfallen och sedimenten förekommer flera olika element. Föreningar med arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink d.v.s. de spårelement eller ”föroreningselement” som förekommer i högst halt i avfallen och sedimenten bedöms vara farliga till följd av att ämnena är giftiga eller hälsoskadliga för människor eller miljö enligt Kemikalieinspektionens klassificeringslista. Andra ämnen t.ex. antimon, kadmium och kvicksilver förekommer också i avfallen och sedimenten, men i låga halter. Ett element som identifierats i screeninganalyserna och som uppträder i höga halter i avfallen är vismut.

Nedan följer en kort genomgång av de huvudsakliga riskelementens aktuella egenskaper och förekomstssätt i avfallen och sedimenten:

Arsenik

Arsenik är ämne som förekommer naturligt i jordskorpan och under naturliga förhållanden bildar oorganiska föreningar tillsammans med syre, klor och svavel. I djur och växter bildar arsenik tillsammans med kol och väte organiska föreningar. I Gladhammar sitter arseniken till större delen bundet i koboltglans (CoAsS). Halterna i avfallen vid Gladhammar ligger i snitt på cirka 191 mg/kg TS i varpen, 1185 mg/kg TS i vaskmullen, 542 mg/kg TS i lakresten och 74 mg/kg TS i slaggen vid Tjursbosjöns strand och 53 mg/kg TS i slaggen vid Hyttan. I Tjursbosjöns sediment varierar halten i de övre 5-6 cm från cirka 20 mg/kg TS upp till nästan 80 mg/kg TS. Hur elementet sitter bundet i avfallen och sedimenten d.v.s. i vilka faser, redovisas i figurerna 2-4.

För människor är risken att utsättas för exponering av elementet i fråga störst vid intag av föda och dryck eller genom andning. Exponering sker även vid boende i områden med naturligt höga halter av arsenik i berggrunden. Många arsenikinnehållande föreningar är vattenlösliga och tas snabbt upp av kroppen. Absorptionen av arsenik genom huden är liten, varför bad och handtvätt inte är förenat med någon fara för hälsan. Den största hälsorisken, förknippat med arsenik, är generellt genom intag av dricksvatten.

Oorganisk arsenik är humant cancerogen och vid långtidsexponering av arsenik kan cancer uppkomma, till exempel i lungorna, njurarna och på huden. Symptom som kan uppkomma vid intag av höga halter oorganisk arsenik är kräkningar, minskad produktion av röda och vita blodkroppar, onormal hjärtrytm och blodkärlsskador. Inandning av höga halter oorganisk arsenik kan ge inflammerad hals och irriterade lungor. Arsenik är en kumulativ substans som endast långsamt lämnar kroppen genom urin, hår, naglar och hud (Karim, 2000). Organisk arsenik är mindre toxiskt än oorganisk, men vissa organiska arsenikföreningar kan vid långtidsexponering ge liknande symptom som de oorganiska. Trevärd arsenik (As(III)) anses vara mer toxiskt än femvärd arsenik (As(V)). Att oxidera upp arsenik kan således vara en metod för att minska toxiciteten (Kim och Nriagu, 2000).

Geokemiska modelleringar av både ytvatten och grundvatten i Gladhammar har visat att andelen femvärd arsenik dominerar i alla vatten. Andelen trevärd arsenik är mycket låg.

Arsenik har även en stark förmåga att adsorbera/samutfällas med metalloxidhydroxider t.ex. järn-, mangan- och aluminiumoxidhydroxider. Arseniks geokemi styrs därför till stor del av hur järn och mangan beter sig. Adsorptionen påverkas av flera faktorer som t.ex. arseniks oxidationstal, adsorbentens ytegenskaper och pH. Generellt gynnas fastläggningen av att arsenik förekommer i den femvärdade formen, lågt pH samt att oxidhydroxiderna är amorfa (Kim och Nriagu, 2000).

WHO:s provisoriska riktvärde ("provisional guideline value") för arsenik i dricksvatten är 0,01 mg/l (WHO, 2003a). CCME (2003) anger ett värde på 5 µg/l som riktvärde för påverkan på akvatiska organismer (sötvatten).

Kobolt

Kobolt är ett naturligt element som förekommer i berg, mark, vatten, djur och växter. Kobolt är ett essentiellt näringsämne som förekommer i vitamin B12 (ATSDR, 2001). Kobolt är relativt partikelreaktivt, men vissa koboltföreningar löser sig i vatten.

I avfallen vid Gladhammar förekommer koppar i huvudsak i mineralet koboltglans samt i sulfosalter. Halterna i avfallen vid Gladhammar ligger i snitt på cirka 947 mg/kg TS i varpen, 378 mg/kg TS i vaskmullen, 2158 mg/kg TS i lakresten och 1909 mg/kg TS i slaggen vid Tjursbosjöns strand och 1180 mg/kg TS i slaggen vid Hyttan. I Tjursbosjöns sediment varierar halten i de övre 5-6 cm från cirka 211 mg/kg TS upp till 4830 mg/kg TS. Hur elementet sitter bundet i avfallen och sedimenten d.v.s. i vilka faser, redovisas i figurerna 2-4.

Kobolts giftighet är något lägre än andra metaller. Exponering av höga nivåer av kobolt kan påverka lungor (astma, väsning) och hjärta. Lever och njurskador har konstaterats hos djur. Kobolt anses vara möjligt cancerogent (ATSDR, 2001). Intag av för mycket kobolt kan även orsaka kräkningar. Hos djur har effekter på fosterutvecklingen konstaterats (Ontario Ministry of the Environment, 2001).

WHO har inte angett något riktvärde för kobolt i dricksvatten och inte heller US.EPA. CCME (2003) anger dock ett riktvärde på 1 mg/l för boskap.

CCME (2003) har inget riktvärde för kobolt för akvatiska organismer (sötvatten). Suter och Tsao (1996) anger en lägsta dos på 5,1 µg/l som lägsta kroniska värde (för alla organismer) för ekotoxikologiska effekter i sötvatten. Samma källa uppger också 23 µg/l som s.k. TIER II-värde för sekundära kroniska effekter (Tier II värden liknar nationella kvalitetskriterier fast baseras på ett något sämre underlag).

Koppar

Koppar är en metall som förekommer naturligt i berg, mark, vatten och luft. Koppar binds i mark till organiskt material och andra mineral, och fastläggs snabbt i vatten till partikulärt material (ATSDR, 2002).

I avfallen vid Gladhammar förekommer koppar i huvudsak i mineralet kopparkis samt i mindre mängd i sulfosalter. Halterna i avfallen vid Gladhammar ligger i snitt på cirka 5770 mg/kg TS i varpen, 1660 mg/kg TS i vaskmullen, 4075 mg/kg TS i lakresten och 4250 mg/kg TS i slaggen vid Tjursbosjöns strand och 4165 mg/kg TS i slaggen vid Hyttan. I Tjursbosjöns sediment varierar halten i de övre 5-6 cm från cirka 2560 mg/kg TS upp till nästan 2,1 % TS. Hur elementet sitter bundet i avfallen och sedimenten d.v.s. i vilka faser, redovisas i figurerna 2-4.

Koppar är ett essentiellt näringsämne, men kan orsaka skador vid högre koncentrationer och mängder. Långtidsexponering för koppardamm kan irritera näsan, munnen och ögonen, orsaka huvudvärk, yrsel, illamående och diarré. Intag av vatten med för höga halter kan orsaka kräkningar, diarré, magkramper och illamående. Intag av extremt höga doser kan skada lever och njurar och t.o.m. medföra dödsfall. WHO:s riktvärde för koppar i dricksvatten är 2 mg/l (WHO, 2004a).

CCME (2003) anger ett riktvärde på 2-4 µg/l för akvatiska organismer (sötvatten). Suter och Tsao (1996) anger en lägsta dos på 0,23 µg/l som lägsta kroniska värde (för alla organismer) för ekotoxikologiska effekter i sötvatten.

Nickel

Nickel är ett element som förekommer rikligt i naturen. Nickel bildar föreningar med andra element som t.ex. klor, svavel och syre. Nickelföreningar löses tämligen lätt i vatten (ATSDR, 2003). Nickel binds lätt och hårt till järn och manganrika partiklar i mark och sediment.

Vid Gladhammar förekommer nickel sannolikt dels i magnetkis (FeS) samt möjligen bundet i magnetiten d.v.s. järnmalm (Fe₃O₄). Halterna i avfallen vid Gladhammar ligger i snitt på cirka 115 mg/kg TS i varpen, 45 mg/kg TS i vaskmullen, 224 mg/kg TS i lakresten och 179 mg/kg TS i slaggen vid Tjursbosjöns strand och 49 mg/kg TS i slaggen vid Hyttan. I Tjursbosjöns sediment varierar halten i de övre 5-6 cm från cirka 48 mg/kg TS upp till 182 mg/kg TS. Hur elementet sitter bundet i avfallen och sedimenten d.v.s. i vilka faser, redovisas i figurena 2-4.

Nickelallergi är en vanlig åkomma. Även astma kan förekomma. Inandning av nickel kan orsaka kronisk bronkit eller nedsatt lungfunktion. Blodet och njurarna kan också skadas vid exponering. Intagande av för höga doser nickel har orsakat lungskador, påverka magen, blodet, levern, njurarna och immunsystemet på hundar och möss (ATSDR, 2003). WHO:s riktvärde för nickel i dricksvatten är 30 µg/l och baseras på ett TDI av 11 µg/kg kroppsvikt (WHO, 2004b).

CCME (2003) anger ett riktvärde på 25-150 µg/l för akvatiska organismer (sötvatten). Suter och Tsao (1996) anger en lägsta dos på <5 µg/l som kroniskt värde (för alla organismer) för ekotoxikologiska effekter i sötvatten.

Bly

Bly är en gråaktig metall som förekommer naturligt i mindre mängder i jordskorpan (ATSDR, 1999) och är partikelbundet och svårörligt vid normala förhållanden i mark och vatten. Vid Gladhammar förekommer bly främst i olika sulfosalter (Pb-Bi-Co-Cu rika) samt i blyglans och i fallet slagg även möjligen som blyoxid. Halterna i avfallen vid Gladhammar ligger i snitt på cirka 1250 mg/kg TS i varpen, 1370 mg/kg TS i vaskmullen, 1040 mg/kg TS i lakresten och 125 mg/kg TS i slaggen vid Tjursbosjöns strand och 59 mg/kg TS i slaggen vid Hyttan. I Tjursbosjöns sediment varierar halten i de övre 5-6 cm från cirka 400 mg/kg TS upp till nästan 3700 mg/kg TS. Hur elementet sitter bundet i avfallen och sedimenten d.v.s. i vilka faser, redovisas i figurena 2-4.

Bly förekommer i naturliga vatten och i dricksvatten samt kranvatten. Hur mycket bly som förekommer löst beror bl.a. på pH, temperatur, hårdhet där mjukt och surt vatten har de högsta halterna (WHO, 1993). Elementet lagras i skelettet och påverkar kalciummetabolismen samt stör vitamin D-metabolismen (WHO, 1993). Mest utsatta är gravida kvinnor och barn. Bly är även skadligt både för det centrala och för det perifera nervsystemet. Det finns indikationer på att bly är cancerframkallande. WHO:s riktvärde är 10 µg/l i dricksvatten och detta riktvärde grundar sig på spädbarns och barns intag av vatten.

CCME (2003) anger ett riktvärde på 1-7 µg/l för akvatiska organismer (sötvatten). Suter och Tsao (1996) anger en lägsta dos på 3,2 µg/l som kroniskt värde (s.k. NAWQ-kriterier) för ekotoxikologiska effekter i sötvatten.

Zink

Zink är ett av de vanligaste förekommande elementen i jordskorpan (ATSDR, 1995) och förekommer i alla medier, binds till partiklar men är dock relativt lättörligt i mark och vatten. I avfallen i Gladhammar förekommer sannolikt zink i zinkblände eller i fallet slagg zinkoxid. Halterna i avfallen vid Gladhammar ligger i snitt på cirka 91 mg/kg TS i varpen, 131 mg/kg TS i vaskmullen, 149 mg/kg

TS i lakresten och 2151 mg/kg TS i slaggen vid Tjursbosjöns strand och 1122 mg/kg TS i slaggen vid Hyttan. I Tjursbosjöns sediment varierar halten i de övre 5-6 cm från cirka 140 mg/kg TS upp till 454 mg/kg TS. Hur elementet sitter bundet i avfallen och sedimenten d.v.s. i vilka faser, redovisas i figurerna 2-4.

Zink är en metall och ett essentiellt spårämne, som i stort sett finns i all mat och allt vatten, i form av salter och organiska komplex (WHO, 1993). Människokroppen kräver en viss mängd zink för att kunna fungera. Det huvudsakliga intaget av zink sker genom intag av mat.

WHO anger inget riktvärde för zink i dricksvatten men anger ett värde på 3 mg/l som oacceptabelt för konsumenter (WHO, 1993). Inte heller i Sverige har livsmedelsverket angett någon gräns.

Negativa effekter förekommer vid intag mellan 100-250 mg/kg och dag och kan då orsaka magkramper, illamående och kräkningar. Inandning av stora mängder zink kan orsaka ”metallångfeber”. Långtidseffekterna är okända (ATSDR, 1995).

CCME (2003) anger ett riktvärde på 30 µg/l för akvatiska organismer (sötvatten). Suter och Tsao (1996) anger också en lägsta dos på 30 µg/l som kroniskt värde (för alla organismer) för ekotoxikologiska effekter i sötvatten.

Vismut

Vismut är i ren form en vit metall. Den används i bl.a. legeringar. Vismutlegeringar med tenn eller kadmium får låg smältpunkt vilket används för att upptäcka och släcka eld. Vismut förekommer i ren form i naturen. Vismut förekommer både i trivalenta faser (trevärda) och pentavalenta faser (femvärda). De trivalenta faserna är mer stabila och mer vanliga. Vismut används även i form av olika salter som läkemedel. Vismut förekommer bl.a. i mineralen vismunit, vismutglans och vismit. I Gladhammar sitter vismuten främst i olika sulfosalter t.ex. lillianit ($3\text{PbS}\cdot\text{Bi}_2\text{S}_3$), rezbanyit ($4\text{PbS}\cdot 5\text{Bi}_2\text{S}_3$), galenobismutit (PbBi_2S_4) och aikinit ($2\text{Pb}_5\text{Cu}_2\text{S}\cdot\text{Bi}_2\text{S}_3$). Halterna i varpen i Gladhammar ligger mellan 2400 mg/kg TS upp till 3100 mg/kg TS, medan halterna i slaggen vid Tjursbosjöns strand ligger på 60 mg/kg TS. Halterna i sedimenten är inte bestämda, men bör ligga betydligt lägre än i avfallen eftersom halterna i lakvattnen (Stollgången) är låga (0,013 µg/l), vilket tyder på att vismuts mobilitet är mindre god.

Vismut är en relativt dåligt undersökt metall i förorenad mark sammanhang. Vismut har ansetts vara den minst toxiska av tungmetallerna (Randahl *et. al.*, 1997). Även riskerna är tämligen dåligt undersökta. IPCS (International Programme on Chemical Safety) har sammanställt toxicitetsdata för vismut (Bradberry *et al.*). Toxiciteten för vismut härrör främst från exponering av olika vismutsalter, speciellt vismutchelater. Lättlösliga salter är mer toxiska än mer svårlösliga. Lättlösliga salter kan orsaka känslighet vid kontakt. Ett mindre intag av vismut kan orsaka illamående. Ett större intag kan bl.a. orsaka kräkningar och magsmärtor, muskeltkramp, svaghet, suddig syn. Långtidsintag av vismut kan också orsaka beteendeförändringar, minnesproblem och i allvarliga fall koma och konvulsioner och t.o.m. orsaka död. Adsorberad vismut koncentreras i huvudsak i njurarna, men också i lungor, mjälte, lever, hjärna och muskler. Vismut förs i huvudsak ut ur kroppen med urinen. Det finns rapporterat att engångsdoser på minst 600 mg vismut varit toxiska. Ett intag av 9,6 g vismut subcitrat har visat sig orsaka dödsfall. Njurarna innehöll då 11-16 mg vismut/g (11-16 g/kg). Studier har visat att ett intag av 480 mg/dag av medicinen De-Nol (ca 120 mg vismut i form av Bi_2O_3 /dag) under 8 veckor inte orsakar några neurologiska skador. Som LD 50-värde har doser på mellan 13-182 mg/kg angetts (Randahl *et. al.*, 1997). Det är inte känt om vismut är cancerogent. Försöksdjur (hund, råtta och kanin) har utsatts för en luftkoncentration av 15 mg substans/m³ kontinuerligt under ett år. Alla djuren uppvisade effekter som dock bedömdes vara reversibla (Randahl *et. al.*, 1997). Samma källa uppger att tidigare gränsvärden i luft legat på mellan 5-10 mg/m³.

De ekotoxikologiska effekterna av vismut är tämligen okända. Några direkta rikt- eller gränsvärden har inte påträffats. Randahl *et. al.*, (1997) anger en uppgift om att 27 mg/l varit toxiskt för en växtart (okänd) vid bevattning. Duffus (2002) menar dock att ”tungmetaller” skulle kunna klassificeras enligt sina elektronskal som till viss del styr de ekotoxikologiska effekterna. Vismut hamnar då i en grupp tillsammans med t.ex. arsenik, bly och antimon. En grupp där flera av elementen är s.k. kalkofila d.v.s. binds starkt till svavel, ett element som påträffas i organiskt material, och därmed även är en grund till elementens ekotoxicitet. Det skulle således kunna hävdas att vismuts toxicitet liknar antimons, arsenik och blys. Detta är dock inte utrett och frågan avseende vismuts toxicitet kvarstår.

4.3. Beskrivning av källtermer

En av huvudkällorna för föroreningarna d.v.s. en av källtermerna är avfallen i området. Den typ av avfall som helt dominerar i området runt Gladhammar och Tjursbosjön är fyndig och ofyndig varp. Varpen är främst lokaliserad till Kåringryggen eller Holländarefältet, och de brytområden som är belägna där. Varpen förekommer huvudsakligen i det öppna området runt och söder om gruvöppningarna uppe på Kåringryggen samt i Tjursbosjöns strandområde och i själva sjön. Mindre mängder varp finns även nordväst om gruvområdet vid Meijersgruvan och Ryssgruvan samt öster vid det s.k. Solbergsfältet. Utav dessa områden är det enbart Ryssgruvorna och den del av Solbergsfältet som kallas Prins Carls gruva som i större omfattning är både fyndig och vittrad. Övriga områden har mer karaktären av skärpningar, mängden varp och vittringsgraden är liten. Varp har även använts som utfyllnad av skogsbilvägar i Gladhammarområdet. Varp verkar bl.a. ha använts som utfyllnad längs vägen mellan Smedjemåla och Kårrebo, strax söder om Kåringryggen.

Generellt domineras varpen av material med ett relativt ringa sulfidinnehåll. Andelen högvittrad varp är relativt begränsad. Större delen av varpen är dock tydligt påverkad av oxidation. Mängden kvarlämnad varp i området totalt har uppskattats till cirka 40 600 m³. Huvuddelen av detta ligger uppe på Kåringryggen (cirka 19 700 m³), nere vid stranden och ute i vattnet, ytterligare cirka 18 500 m³, utspritt vid Ryssgruvan cirka 150 m³, Meijersgruvan cirka 400 m³, samt 1700 m³ vid Solbergsfältet samt ytterligare cirka 150 m³ öster om Solbergsfältet.

Slagg finns upplagt dels uppe på Kåringryggen, nere vid Tjursbosjöns strand samt vid Hyttan intill Torsfallsån, där de äldsta hyttorna var belägna. Slaggen som påträffats nere vid stranden vid Tjursbosjön, uppgår till cirka 2850 m³. Vissa stycken är även röd-gula av järnutfällningar samt innehåller tydliga spår av utfällningar av metallsalter företrädesvis kopparsalter (gröna). Vid Hyttan liknar slaggen den belägen vid nere vid stranden storleksmässigt. Mängden slagg har bedömts till cirka 2750 m³.

Vaskmull och lakrest är andra typer av avfall som finns i området. Lakresten har en karaktäristisk rödaktig färg och finns i mindre mängder längs Tjursbosjöns strand och även sannolikt ute i vattnet. Uppskattningsvis 237 m³ har påträffats av detta material. Detta är snarare i underkant eftersom vaskmull bitvis verkar vara begravt under varpen och även påträffas ute i sjön. Vaskmullen har ett sandigt-grusigt utseende och liknar naturliga grusmaterial, förutom att materialet har en kantig form. Några tydliga vittringshorisonter finns inte. Vaskmullen är belägen längs med stranden och finns även längre ut i Tjursbosjön. Den kvarlämnade vaskmullen har uppskattats uppgå till cirka 1000 m³, varav allt ligger längs stranden. Även detta bedöms vara i underkant. Vaskmull har sannolikt direkt spolats ut i den s.k. gruvviken och blandats med de naturliga sedimenten och kan därmed inte särskiljas.

Totalt uppskattas den kvarlämnade volymen avfall till nästan 50 000 m³ för hela området vid Hyttan inkluderat.

I dessa avfall finns totalt nästan 13 ton arsenik, 132 ton kobolt, 455 ton koppar, 13 ton nickel, 55 ton bly och 109 ton zink upplagrade.

En annan viktig källterm är gruvan och den interna vittringen i gruvan. Gruvorna är upp till 120 m djupa och fyllda upp till cirka 30 m nivå d.v.s. i nivå med stollgången. Gruvvolymen ovan vattenytan är fullt syresatt och väggar, tak och golv är utsatta för vittring. Det är omöjligt att uppskatta den framtida potentialen d.v.s. de upplagrade metallmängderna i gruvan.

Ytterligare en tänkbar källterm, framförallt en framtida sådan, är sedimenten i Tjursbosjön (se även nästa avsnitt). I stort sett är det de övre 30-40 cm av sedimenten som är förorenade. Utslaget på hela sjövolymen motsvarar enbart de övre 30 cm en volym på cirka 360 000 m³. I denna volym finns cirka 0,75 ton arsenik, 12,7 ton kobolt, 67,7 ton koppar, 1,8 ton nickel, 8,5 ton bly och 7,3 ton zink upplagrade.

Sammanfattningsvis kan i stort sett tre källtermer urskiljas. Två som är fungerande i dag och en som kan få betydelse i framtiden. Dessa är:

- Avfallen runt gruvområdet
- Gruvan (intern vittring)

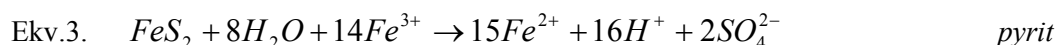
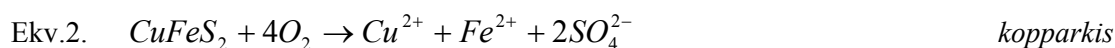
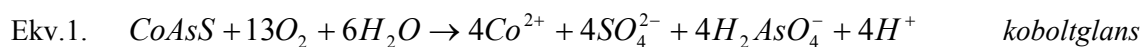
samt i framtiden

- Tjursbosjöns sediment.

4.4. Läckage från källan – Beskrivning av huvudsakliga mekanismer

Grunden till det huvudsakliga läckaget från avfallen vid Gladhammar, d.v.s. varp, slagg, lakrest och vaskmull, är oxidationen av sulfider. Det är dock inte enbart de upplagda avfallen i sig som vittrar, oxiderar och frigör metaller. Även gruvan i sig vittrar och frigör metaller, vilka lakas ut och transporteras ut genom stollgången.

Den huvudsakliga *mekanismen* för frigörelse av metaller från källan kan dock sammanfattas till oxidation av sulfider. De huvudsakliga sulfiderna som orsakar miljöproblemen vid Gladhammar är oxidation och vittring av koboltglans och kopparkis. Till detta finns mindre mängder järnsulfider d.v.s. pyrit och magnetkis. Oxidation av dessa mineral kan exemplifieras med följande reaktioner och ekvationer:



Dessa reaktioner står för huvuddelen av frigörelsen av föroreningar. Själva läckaget från källan drivs sedan av vatten. Nederbörden i området sköljer ut avfallen på vittringsprodukter vilka sedan transporteras vidare. Utlakningen sker således genom infiltrerande vatten direkt i avfallen. Föroreningar sköljs då ut ur avfallshögarna antingen som ett ytligt lakvattenflöde eller transporteras ned till grundvattnet nedströms gruvområdet. En del nederbörd infiltrerar också direkt ned i gruvan, både som inrinnande ytvatten och som tillströmmande grundvatten. Båda typerna av vatten sköljer ut vittringsprodukter från väggar, tak och golv i orterna. Föroreningarna transporteras sedan ut genom stollgången.

Till dessa mekanismer ska även ursköljningseffekter p.g.a. varierande vattenytor läggas. I fallet Gladhammar är det inte enbart en varierande grundvattenyta som t.ex. kan skölja ut fastlagda föroreningar i moränen eller avfallen, som är av betydelse. En höjning respektive sänkning av grundvattennivån över året kan medföra en urlakning av sekundärt anrikade element (jmf. Öhlander *et al.*, 2001). Även nivåförändringar i Tjursbosjöns vattennivå kan orsaka utläckage. Även flödesförändringar i Torsfallsån vid Hyttan kan orsaka en ursköljning. En hel del avfall ligger upplagt längs stranden vid Tjursbosjön, t.ex. slagg, vaskmull och lakrest, och även utanför denna i vattnet. Vattenståndsförändringar innebär att nytt friskt vatten, även syrerikt sådant, förs in i avfallen. Även en liten syremängd löst i vatten (10 mg/l) kan orsaka en viss vittring (jmf. Holmström *et al.*, 1999). Vattenståndsförändringarna innebär också att avfallen ibland är torrlagda och ibland ligger under vatten d.v.s. vittring/oxidation kan ske med efterföljande uttransport av föroreningar. Denna process är av betydelse för de strandnära avfallen.

Idag är avfallen och gruvan de huvudsakliga källtermerna och dessa processer är av betydelse. Idag fungerar även Tjursbosjöns sediment som en sänka för metaller (se senare avsnitt 6.2.7.). I sjön finns dock föroreningar upplagrade som vid förändrade förhållanden kan medföra att sedimenten blir en källa d.v.s. en fungerande källterm. Idag är det känt att remobilisering av framförallt koppar och kobolt sker i de djupare sedimenten och att dessa metaller vandrar uppåt (*Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004:07*). Denna process sker genom s.k. diffusion d.v.s. koncentrationsskillnader. Koppar och kobolt är starkt knutna till järn- och manganoxidhydroxider, sekundära mineral som enbart är stabila i oxiderande miljöer d.v.s. ytsediment. När sedimenten begravs löses dessa mineral upp, metallerna går i lösning och vandrar uppåt och återutfälls. Denna process kan i framtiden medföra att metaller kan diffundera upp i vattenmassan. Av vikt är då koncentrationsskillanden mellan vattenmassan och porvattnet i sedimenten. Om skillnaden är låg, som den är idag, är även diffusionen långsam och av mindre betydelse. Vid en efterbehandling d.v.s. åtgärder för de landbaserade källorna, bör halterna i vattenmassan även sjunka, vilket initialt skulle medföra en ökad diffusion från sedimenten. En efterbehandling av gruvområdet, utan åtgärder för sedimenten, skulle såldes under en tid kunna *medföra att sedimenten blir en källterm*. I alla fall innan systemet stabiliseras, vilket kan ta lång tid (flera omsättningstider).

De huvudsakliga källtermerna och mekanismerna i dag är således:

- Gruvan och avfallen samt oxidation och vittring av sulfider samt vattentillförsel som lakar ut vittringsprodukterna.

I framtiden kan möjligen följande källterm läggas till:

- Sjösedimenten i Tjursbosjön och ett läckage från sedimentet som styrs av diffusionen.

4.5. Källbarriärer – Naturliga mekanismer som förhindrar transport från källan

En hel rad olika processer finns som ”hämmar” eller minskar konsekvenserna. De viktigaste processerna som sker längs vägen från källan till recipienterna eller skyddsobjekten är buffringsreaktioner, fastläggning och adsorption av föroreningar eller utfällningsreaktioner där sekundära mineral finns. Andra processer är mer ”fysiska” t.ex. att en del lakvatten från höjden inte direkt transporteras ut till Tjursbosjön utan infiltrerar ned i marken och bildar grundvatten, vilket i sin tur möjliggör att andra fördröjningsmekanismer kan träda in (sorption m.fl.).

Olika sorptionsprocesser är viktiga i detta sammanhang. Detta inses lätt genom att jämföra lakvattenkvaliteten nära källan och längre ifrån. Prover tagna av lakvatten nära varpen vid Käringryggen i samband med nederbörd har visat på halter upp till 7,9 mg/l kobolt och 19 mg/l koppar. Dessa halter

kan t.ex. jämföras med halter på 1-2 mg/ kobolt och 5-7 mg/l i ytligt grundvatten längs Tjursbosjöns strand (*Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004:04*). Det djupare grundvattnet håller ännu lägre halter, cirka 700 µg/l kobolt och 600 µg/l koppar.

Adsorption av både katjoner d.v.s. positivt laddade joner, som metaller som Pb^{2+} , Co^{2+} , Cu^{+} m.m. och anjoner, t.ex. sulfat och arsenat (SO_4^{2-} , AsO_4^{3-}) är beroende av bl.a. pH. pH inverkar nämligen på partikelyornas egenskaper (om de är negativt laddade eller positivt laddade). Partikelyornas egenskaper är därför av vikt tillsammans med lakvattnets kemiska sammansättning eftersom olika joner kan tävla om olika "platser" på ytorna. Adsorptionen av positivt laddade joner gynnas generellt av ett högt pH medan negativt laddade joner gynnas av ett lågt pH. Detta innebär att i samband med pH-höjning så kan t.ex. koppar och kobolt fastläggas mer effektivt i moränmarken nedströms gruvområdet. pH i lakvattnen från varpen ligger mellan 4,4-4,6 vilket visar att järnsulfidvittring även sker i avfallen. pH är betydligt högre i övriga vatten vilket visar att buffring sker (sannolikt silikatbuffring).

Generellt sett så innebär pH under 3-5 att de flesta tungmetaller kvarstår i lösning och inte fastläggs (Kinniburgh och Jackson, 1981). Detta är förklaringen till att halterna generellt är högre nära avfallen, framförallt varpen. De flesta katjoner och anjoner har dock en god adsorptionsförmåga vid neutrala pH. I Gladhammarsområdet ligger pH i vattnen annars mellan 5-7 (grundvatten och ytvatten). Adsorption och absorption styrs som sagt av mineralytornas egenskaper bl.a. 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). Järnoxidhydroxider finns i området. En del av varpen har en karaktäristisk röd-gul färg. En del av vattensamlingarna längs stranden innehåller även rödgula sediment och vattnets färg är rödaktigt. Även inne i gruvan finns dessa utfällningar. I stollgången t.ex. består botten delvis av en järnoxidhydroxidslurry.

En annan typ av källbarriär är utfällning av sekundära mineral. I teorin kan inte en halt överskrida en viss halt innan sekundära mineral faller ut. I verkligheten kan halten överskridas p.g.a. komplexbildning m.m. Ett antal sekundära mineral har påträffats vid geokemiska modelleringar av grundvatten. Beräkningarna av mättnadsindex (SI) visar att grundvattnet uppför sig relativt lika över hela gruvområdet med avseende på järn- och aluminiumhydroxider/oxider. Vattnet är generellt i jämvikt eller övermättat med avseende på götit, gibbsit och diaspor ($AlOOH$). Även böhmit ($AlOOH$) kan förekomma. Svavel uppvisar också liknande beteende i grundvattnet inom området. $Al_4(OH)_{10}SO_4$ samt $(KAl_3(SO_4)_2(OH)_6)$ föreligger i jämvikt alternativt utfällt. $AlOHSO_4$ föreligger i jämvikt med grundvattnet i ett antal grundvattenrör. Enligt Nordstrom (1982) styr bland annat dessa tre aluminiumkoncentrationen i sura sulfatrika vatten. Baryt ($BaSO_4$) är i jämvikt med grundvattnet i i stort sett samtliga grundvatten. Kopparföreningar kan även förekomma. Antlerit ($Cu_3(OH)_4SO_4$) samt brokantit ($Cu_4(OH)_6SO_4$) är i jämvikt med grundvattnet. Vatten i gruvmiljöer är ofta övermättade med gips men detta har dock inte konstaterats i modelleringen. Detta mineral förekommer dock inom området, vilket visar att geokemiska modelleringar enbart indikerar möjliga sekundära mineral.

Ett antal kopparmineral kan också förekomma, nämligen antlerit, azurit ($Cu_3(OH)_2(CO_3)_2$), brokantit samt malakit ($Cu_2(OH)_2CO_3$). Azurit och malakit är de enda karbonatmineralen vars förekomst direkt kunnat konstateras i Gladhammar. De förekommer bl.a. som utfällningar inne i gruvan och i bäckfåran utanför stollgången. Vattnet som rinner ut ur stollgången är dock generellt undermättat med avseende på dessa kopparkarbonatmineral, vilket åter visar den teoretiska naturen av liknande beräkningar. Plumbogummit ($PbAl_3(PO_4)_2Al_5 \times H_2O$) kan även förekomma. Plumbogummit är det enda blyinnehållande mineral som påträffats.

Att dessa mineral till viss del sannolikt reglerar den fortsatta transporten verifieras av de utförda sekventiella lakningarna. Många s.k. tungmetaller arsenik, koppar och kobolt m.m. sitter knutna till de två järnoxidfraktionerna (kristallina och amorfa).

Sorptionsprocesser och utfällning/upplösningsprocesser har således en stor inverkan på de lösta ämnenas transport inne i avfallen och även i yt- och grundvattnen. I alla medier medför de en fördröjning av utlakningen och minskar den totala mängden utlakade föroreningar på årsbasis. Naturliga källbarriärer finns således inom området. Att dessa processer är viktiga och inverkar på de totala masstransporterna inses också vid en jämförelse mellan vad som teoretiskt årligen vittrar loss med det som verkligen transporteras ut till Tjursbosjön. En hel del fastläggs.

Själva gruvan fungerar i sig själv som en källbarriär. Gruvan verkar till delar fungera som en sänka, eller som en sedimentationsbassäng. Detta är tydligt i stollgången där botten är täckt av en röd-grön-svart slurry, sannolikt bestående av järnoxidhydroxidmineral och kopparsalter (karbonater). In till gruvan transporteras enbart en mindre del av det vittrings- och lakvatten som bildas genom vittringen av varpen på höjden. Gruvan i sig fungerar således inte som en källbarriär för dessa föroreningar. Gruvan fungerar främst som en barriär för de föroreningar som bildas genom den interna vittringen. Hur betydelsefull denna reglering är okänd. I gruvvattnet finns dock idag cirka 2 årstransporter av föroreningar upplagrade jämfört med transporten ut ur stollgången, vilket innebär att de flesta metaller i gruvvattnet i stort sett även har en uppehållstid på 2 år. Detta i sin tur medför att det årliga tillskottet till gruvvattnet måste vara betydande. En kontinuerlig tillförsel krävs för att upprätthålla halterna på de nivåer som uppmäts idag. Gruvan bör således kunna anses vara en relativt stor källbarriär.

En framtida källterm är Tjursbosjöns sediment. Även för denna framtida källa finns källbarriärer. De huvudsakliga processerna som kan mobilisera föroreningarna är diffusion och ev. resuspension. Resuspension av sediment är en osannolik process eftersom sjön är för djup. Som källbarriär kan därmed det naturliga skikt av järn- och manganoxidhydroxider som finns i ytsedimenten anses vara. Ett skikt som immobiliserar lösta metaller och därmed reducerar transporten upp till vattenpelaren. Detta skikt fungerar som en barriär för diffusionen, metaller fastläggs. Detta är dock delvis en årstidsstyrd process eftersom dessa oxidhydroxider tenderar att lösa upp sig vid lägre redoxpotentialer d.v.s. låga syrgashalter (t.ex. under sommar och vinter). I sedimenten är även bildning av sekundära mineral en tänkbar process som kan immobilisera metaller på kort eller längre sikt. Geokemiska modelleringar har visat att mineral som järn- och manganhydroxider är stabila, företrädesvis i ytsedimenten, men även en bit ned i sedimenten. Även aluminiumoxidhydroxider förekommer. Vivianit, ett järnfosfat, som företrädesvis bildas vid reducerande förhållanden, uppträder i de djupare sedimenten. Järnsulfider, eller några andra sulfider verkar inte vara övermättade i sedimenten. Inga mineral innehållande koppar eller kobolt har heller identifierats vid modelleringarna. En sista källbarriär är den naturliga sedimentationen i sjön som medför att metaller fastläggs och sedimenterar och därmed reglerar de lösta halterna i sjön.

De källbarriärer som finns i dagsläget är således:

- Sorption och fastläggningsmekanismer inom området tillsammans med bildning av sekundära mineral.
- Gruvan fungerar som en sedimentationsbassäng, vilket till viss del reglerar utläckaget.

I Tjursbosjöns fungerar:

- Fastläggning och sedimentation av föroreningar som en begränsande faktor.
- Bildning av sekundära mineral samt sorptionsprocesser inom sedimenten verkar som en begränsande faktor vilken reducerar diffusionen.

5. NUVARANDE OCH FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR

5.1. Beskrivning av transportvägar

Spridningen av föroreningar från gruvområdet vid Käringryggen sker, som tidigare nämnts, i huvudsak genom vattentransport. Dels genom ytvatten som infiltrerar högarna och som sedan antingen direkt dränerar ut till Tjursbosjön som ytvatten eller ytligt grundvatten, dels genom förorenat grundvatten. Ytterligare en komponent i ytvattensspridningen är stollgången som direkt mynnar ut i Tjursbosjön. Sträckan mellan stollgångsmynningen och Tjursbosjön är endast cirka 100 m. Avfallen är inte speciellt dammbenägna och detta bedöms inte vara något större spridningsväg. Direkt erosion genom vågor bedöms endast vara en sekundär spridningsväg. Avfallen i strandkanten består i huvudsak av slagg och gråberg. Vaskmullen rörs säkerligen om av vågorna men bedöms sedimentera relativt snabbt i den s.k. gruvviken. En viktig spridningsväg är dock mänsklig aktivitet. Det är känt att både varp och slagg nyttjats som utfyllnad bl.a. av skogsvägar. Även idag är detta en möjlig spridningsväg. Slaggen vid hyttområdet intill Torsfallsån ligger i direkt anknäring till Torsfallsån. Även här är direkt utlakning genom ytvatten en relevant spridningsväg. Erosion bedöms även här vara sekundär. När det gäller sedimenten i Tjursbosjön så är sjön så pass djup att någon resuspension inte sker. Den spridningsväg som kan tänkas, framförallt i framtiden är framförallt diffusion av föroreningar, från sedimenten upp till vattenpelaren.

De aktuella spridningsvägarna är således i dagsläget:

- Spridning genom ytvatten
- Spridning genom grundvatten
- Våg och vattenerosion
- Mänsklig aktivitet.

I framtiden skulle diffusion från sedimenten kunna bli ytterligare en spridningsväg.

5.2. Spridning från källan – avfall, gruva och sediment

De huvudsakliga källorna idag är som tidigare beskrivits avfallen vid gruvområdet och själva gruvan i sig. Frigörelsen och spridningen sker i dagsläget främst genom transport av förorenat yt- och grundvatten.

Tabell 3. Sammanställning av årlig frigörelse av föroreningar från olika avfall och källor. Data för avfallen baserade på genomförda fuktkammarförsök.

	Intern vittring i gruvan (kg/år)	Varp ¹ (kg/år)	Vaskmull (kg/år)	Lakrest (kg/år)	Slagg ² (kg/år)
As	0,002	2,88	0,09	0,13	0,22
Bi	e.b.	e.b.	e.b.	e.b.	e.b.
Co	18,4	124	3,88	5,09	13,8
Cu	116	490	15,3	3,30	29,6
Ni	1,62	21,4	0,67	0,66	3,31
Pb	7,01	209	6,53	0,19	0,17
Zn	4,17	23,1	0,73	0,55	5,54

e.b. Ej bestämt.

¹ Summan av frigörelsen från alla varpområden inkl. Ryssgruvan m.fl.

² Summan av frigörelsen från Holländarefältet, stranden och Hyttan.

I tabell 3 redovisas frigörelsen och den möjliga spridningen från olika källor. En del av dessa mängder som frigörs från avfallen genom vittring och oxidation, fastläggs senare.

Den aktuella spridningen från avfallen vid Gladhammar sker genom att de frigjorda elementen antingen transporteras ned längs bergslutningen från avfallen belägna i Holländarefältet eller direkt ned i gruvhålen ovan berget. Det som direkt dränerar ned i gruvan uppgår endast till som mest cirka 10 %. Resten av föroreningarna transporteras ned mot stranden och Tjursbosjön. Väl nere vid stranden finns två vägar. Antingen direkt som ytvatten eller ytligt grundvatten och vidare ut mot Tjursbosjön eller ned till det djupare grundvattnet, där fastläggningsprocesser m.fl. tar vid. Även detta vatten mynnar slutligen i Tjursbosjön. För avfallen belägna nere vid stranden sker transporten direkt med ytvatten ut till Tjursbosjön.

Från Meijersgruvan är spridningen diffus. Mängden varp är tämligen liten och sulfidfattig och gruvan är tämligen betydelselös i jämförelse med övriga objekt. Avståndet mellan gruvan och Tjursbosjön är också tämligen långt (ett par hundra meter med moränmark), vilket innebär att fastläggningen bör vara god. Spridningen från Ryssgruvan bedöms även den vara mindre. Gruvan ligger egentligen utanför Tjursbosjöns direkta avrinningsområde (dock inom det storskaliga). Några ytvatten finns inte från gruvområdet. Den egentliga spridningen bör ske genom djupt grundvatten, d.v.s. en spridningsväg utan större betydelse.

Sohlbergsfältet dränerar vare sig till Tjursbosjön eller Ekenässjön utan till Sohlbergsbäcken som slutligen mynnar i bäcken mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Sohlbergsfältet dränerar således till Kyrksjön, vilket kan vara en orsak till de högre halterna i denna. De skärpningar som finns sydost om det aktuella Sohlbergsfältet är sulfidfattiga och tämligen betydelselösa ur transportsynpunkt.

Från slaggen vid Hyttan sker en spridning direkt till Torsfallsån. Denna mängd är inkluderad i tabell 3. Utläckaget orsakar ingen haltförhöjning i åns vatten p.g.a. den tämligen höga vattenföringen i ån. Utläckaget kan dock uppgå till 6 kg kobolt och 13 kg koppar per år. Torsfallsån dränerar inte till Tjursbosjöns dräneringsområde. I jämförelse med slaggen vid Gladhammar och Tjursbosjön så är dock mängderna som sprids från slaggen vid Hyttan i samma storleksordning.

En framtida källa är sedimenten i framför allt Tjursbosjön. Idag fungerar sedimenten som en nettosänka och inte en källa (se vidare avsnitt 6.2.7).

5.3. Transportbarriärer

De mekanismer som fastlägger eller fördröjer utlakningen av föroreningar från källan till skyddsobjekten fungerar som transportbarriärer. Dessa mekanismer i stort sett de samma som fungerar som källbarriärer d.v.s. olika sorptions- och utfällningsreaktioner.

En viktig transportbarriär som till viss mån reglerar transporten på systembasis d.v.s. vidare nedströms är Tjursbosjön i sig och även Ekenässjön. Halterna av t.ex. koppar och kobolt minskar drastiskt från Tjursbosjön till Ekenässjön genom de mekanismer som fungerar som källbarriärer. Denna fastläggning medför sedan att metallerna binds genom den sedimentation som sker i sjöarna. Sjöarna, framförallt, Tjursbosjön, fungerar som en sedimentationsbassäng.

Ytterligare en barriär är även utspädning. Halterna inte bara fastläggs på sin väg genom systemet utan späds även ut, genom att avrinningsområdets storlek ökar nedströms.

Allt detta medför att inte allt som frigörs från avfallen vidaretransporteras ut till Tjursbosjön och vidare ned i sjösystemet.

6. SKYDDSOBJEKT

6.1. Beskrivning av skyddsobjekt

Ett antal skyddsobjekt finns i området runt Gladhammars gruvor och Tjursbosjön samt nedströms. De aktuella skyddsobjekten är följande:

- Människor som permanent bor i områdena.
- Människor som besöker områdena.
- Miljön i direkt anknytning till gruvområdena.
- Miljön i Tjursbosjön.
- Miljön i systemet direkt nedströms gruvområdena och Tjursbosjön.
- Den slutliga recipienten Östersjön.

I närheten av själva gruvområdet vid Käringryggen finns en permanentbostad och ett par sommarhus belägna. Vid hyttområdet vid Torsfallsån finns ytterligare permanentbostäder, varav minst ett är direkt lokaliserat på eller i direkt anknytning till slaggen. En vandringsled, den s.k. Tjustleden går förbi gruvområdet, och har en avstickare ned till stranden av Tjursbosjön där större delen av allt finkornigt arsenikhaltigt avfall förekommer. Leden används och har bl.a. tidigare använts som utflyktsmål för skolklasser. Närmiljön d.v.s. flora och fauna i direkt anknytning till gruvområdet är ett skyddsobjekt. Idag är floran och faunan sannolikt störda. Växtligheten längs stranden är sporadisk och består mestadels av ljung och mossor. Tydligt är avsaknaden av t.ex. vattenlevande djur i vattensamlingar.

Tjursbosjön och organismerna som lever i den eller i närheten är ytterligare ett skyddsobjekt. Sjön är idag kraftigt påverkat och störd. Ett par områden runt Tjursbosjön och Ekenässjön anses ha ett särskilt intresse för naturvården. Längs Tjursbosjöns strand, vid gården Smedjemåla, cirka 500 m från själva gruvområdet finns ett område på 1,3 ha med lövskog som anses ha ett högt naturvärde enligt Skogsvårdsstyrelsen (2004). Ett annat område finns längs Tjursbosjöns sydvästra strand. Området är på 3,3 ha och är klassat som en nyckelbiotop enligt Skogsvårdsstyrelsen. 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 våtmarksområde finns som enligt kommunen har ett högt bevarandevärde. I våtmarken 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).

Nedströms Tjursbosjön och Ekenässjön ligger Kyrksjön. Även denna sjö är påverkad av gruvverksamheten. Föroreningar från gruvområdet har spårats och konstaterats i vattenfasen ända ned till sjön Maren ytterligare nedströms d.v.s. hela systemet är delvis påverkat och kan anses vara ett skyddsobjekt. Den slutliga recipienten är Östersjön, det slutliga och övergripande skyddsobjektet.

6.2. Exponeringsvägar

6.2.1. Allmänt – Förorenad mark och sjösediment

Miljön utsätts för exponering för föroreningar från avfallen vid Gladhammar. Detta sker genom att avfallen ligger exponerade, men även genom den spridning av föroreningar som sker via yt- och grundvatten. Även människor kan exponeras genom att de vistas i området. Bostäder, både permanent och sommarbostäder finns i området. De förorenade sedimenten och ytvattnet i främst Tjursbosjön utgör också ett problem. Människor kan komma i kontakt med det förorenade vattnet och sedimenten t.ex. i samband med bad i den s.k. gruvviken, där Tjustleden går. De höga halterna i vattnet och sedimenten medför också risker för miljön.

En hel rad olika exponeringsvägar har beräknats och bedömts. I de fall bättre data kunnat erhållas t.ex. avseende miljöeffekter har direkta bedömningar och jämförelser gjorts. I andra fall har mer teoretiska beräkningsmodeller använts t.ex. avseende direkt intag av jord och sediment.

6.2.2. Metod och modell för platspecifik bedömning

För att få en uppfattning om vilka halter av olika föroreningar som kan ge menliga, negativa effekter hos människors hälsa och miljö har s.k. referenskoncentrationer beräknats för både gruvområdet inkl. Hyttan vid Torsfallsån samt för Tjursbosjön för olika ämnen och exponeringsvägar. Det har valts att separera gruvområdet inkl. Hyttan vid Torsfallsån från Tjursbosjön. De ses som separata objekt för att öppna upp för olika åtgärder.

I huvudsak har beräkningarna skett enligt modellerna beskrivna i Naturvårdsverkets rapport nr 4639, ”Development of generic guideline values” (Naturvårdsverket, 1997b). Valet av ämnen har baserats på de ämnen som bedömts kunna utgöra risker. I dessa fall arsenik, barium, kobolt, koppar, nickel, bly, vismut och zink. Dessa element är de ”spårelement” som finns i störst mängd och i de högsta halterna. Referenskoncentrationerna kan omvandlas till s.k. plats specifika riktvärden och fungera som underlag för t.ex. mätbara åtgärds mål. Det har dock valts att enbart använda de beräknade referenskoncentrationerna som ett *underlag* vid riskbedömningen och bedömning av relevanta exponeringsvägar. De beräknade referenskoncentrationerna ska således inte ses som absoluta och fixa tal. De beräknade referenskoncentrationerna för intag av jord har också jämförts med resultat från sekventiella lakningar d.v.s. försök har gjorts att ta hänsyn till möjlig tillgänglighet och upptag i människor. Det måste här nämnas att de sekventiella lakningarna inte i absoluta tal visar vad som direkt är tillgängligt för människor och för upptag i växter. De anses dock ge bra indikationer.

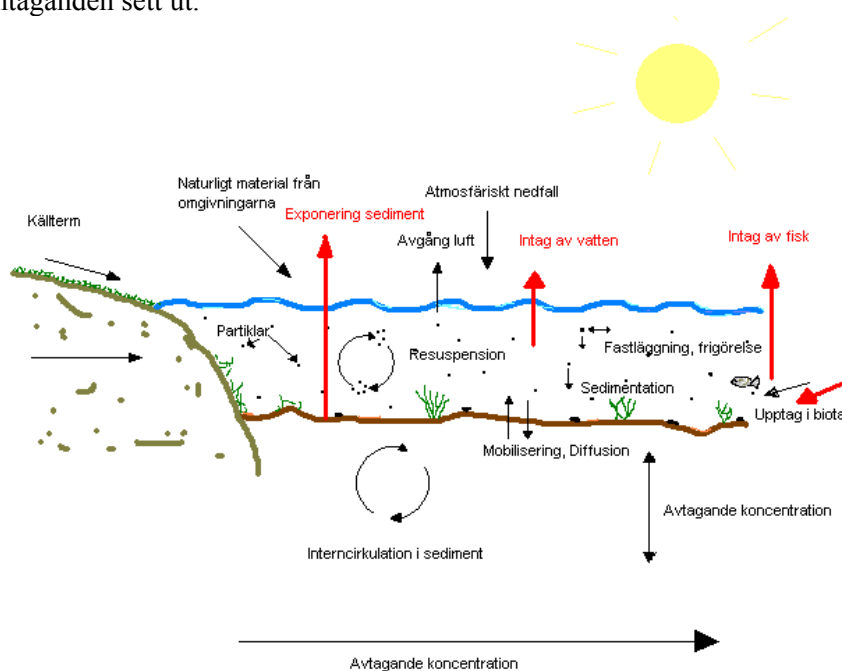
De exponeringsvägar som har betraktats som möjliga för de generella riktvärdena samt för de plats specifika förhållandena i Gladhammar redovisas i tabell 4. Det som varit styrande för exponeringsantagandena är de boende nära gruvområdet och nära Tjursbosjön.

Avfallen är delvis finkorniga och inandning av damm har bedömts kunna vara en relevant exponeringsväg för både boende och strövande i området, även upptag av jord och hudkontakt bedöms som relevanta exponeringsvägar. Intag av förorenat grundvatten har inte beaktats. Idag finns inga brunnar nedströms gruvområdet och det bedöms heller inte som sannolikt att några sådana installeras i framtiden. Intag av bär och svamp kan inte uteslutas. Både blåbär och lingon samt kantareller växer på, i och i direkt anknytning till avfallen. För påverkan på miljö antas exponeringsvägarna motsvara mindre känslig markanvändning eftersom området är påverkade av mänsklig aktivitet sedan många år.

Tabell 4. Exponeringsvägar vid känslig markanvändning (KM) samt mindre känslig markanvändning (MKM) enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden samt platsspecifika exponeringsvägar för Gladhammarsområdet samt Tjursbosjön.

Exponeringsväg	KM	MKM	Gruvområde inkl. Hyttan	Tjursbosjön
Människor:				
Intag av jord	x	x	x	
Intag av sediment				x
Hudkontakt	x	x	x	x
Inandning av damm	x	x	x	
Inandning av ångor	x	x		
Intag av grundvatten	x			
Intag av sjövattnen				x
Intag av bär, svamp och grönsaker	x		x	
Intag av fisk	x			x
Miljön:				
Effekter inom området	x	x	x	x
Effekter i ytvattenrecipient	x	x	x	x

När det gäller Tjursbosjön och sedimenten kan figur 5 visa hur kopplingen mellan processer och exponeringsantaganden sett ut.



Figur 5. Schematisk bild över hur förorenade sediment samspelar med omgivningen samt tänkbara exponeringsvägar.

Exponering av förorenade sediment har ansetts som möjlig både vid bad och förtöjning av båtar. Intag av sjövattnen anses vara möjlig vid både "kallsupar" och i samband med användning av sjövattnen till t.ex. trädgårdsbevattning (kopplat med intag av grönsaker). Uptag av föroreningar och intag av fisk är en rimlig exponeringsväg. Både abborre och gädda finns i sjön. Detta i sin tur har en koppling till ekotoxikologiska effekter i både vatten och sediment. I tabell 4 redovisas de exponeringsantaganden

som använts för Tjursbosjön. De kan även nyttjas vid bedömning av effekterna i Ekenässjön och Kyrksjön.

Vid bedömningen av hälsoriskerna för människa från ett förorenat område används bl.a. information gällande vilka doser som ger en viss effekt, eller sambandet mellan dos-respons för människa. För de flesta föreningar uttrycks dessa värden, efter att säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheter i de tillgängliga data, som en tolerabelt daglig dos/intag (TDI) med enheten mg/kg kroppsvikt och dag. När det gäller cancerogena ämnen t.ex. arsenik används matematiska beräkningar på låga doser där riskerna anses vara acceptabla t.ex. ett ökat cancerfall på 100 000 under en livstid. Till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden har bakgrundsdata för TDI från bl.a. WHO (World Health Organization) och gränser för ekotoxikologiska effekter från Kanada och Nederländerna använts. Indata för beräkning har i mån det bedömts relevant tagits från och uppdaterats från dessa källor samt även US.EPA. För övriga värden som t.ex. för kroppsvikt, exponerad hudyta, plantupptag, toxikologisk referenskoncentration i luft, inandningshastighet etc. har data från Naturvårdsverket som används i beräkningarna av de generella riktvärdena använts. För lakegenskaper och lakbarhet, utspädningsförhållanden och exponeringstid har däremot direkt platsspecifika data använts.

6.2.3. Antaganden och beräkningar – Gruvavfall och förorenad mark

Direkt intag av jord

Oral exponering av föroreningar antas ske via direktintag av jord eller genom smutsiga fingrar, händer eller mat som stoppas i munnen. Intaget är åldersberoende och är störst för små barn. De viktigaste parametrarna är det dagliga intaget, föroreningens biotillgänglighet d.v.s. mineralform, partikelstorlek, graden av inkapsling och den kemiska formen (Ruby *et al.*, 1999). För barn uppskattas det genomsnittliga intaget av jord till 200 mg/dag, vilket betraktas som ett konservativt värde enligt US.EPA. Som jämförelse kan nämnas att upptaget för enstaka s.k. pica-barn uppgår till 10 000 mg/dag vid akut exponeringsbedömning. För vuxna uppskattad upptaget till 50 mg/dag, d.v.s. samma antagande som använts i beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden. För de flesta av studerade elementen finns TDI-värden. Detta gäller dock inte vismut. Här har det i stället baserat på litteraturstudier konservativt antagits att ett dagligt intag av 100 mg är riskfritt.

Vidare har vuxna bedömts promenera och möjligen exponeras för avfallen en dag per vecka inom området, d.v.s. exponeras 52 dagar/år. Små barn bedöms utnyttja området för lek en dag varannan vecka och bedöms således exponeras 26 dagar/år. Dessa antaganden omfattar även slaggområdet vid Hyttan där flera bostäder finns.

Resultaten från beräkningarna av referenskoncentrationer för exponeringsvägen redovisas i tabell 5 till 7 tillsammans med medelhalten för avfallen, den procentuella lakbarheten samt den beräknade lakbara halten. Indata för lakbarheten har tagits från de utförda sekventiella lakningarna. Det har antagits att den andel som är tillgänglig i mag-tarmkanalen är den del som sitter lätt adsorberbart, karbonatbundet, organiskt bundet eller bundet till amorfa oxidhydroxidfraktioner. Ruby *et al.*, (1999) nämner att sulfidbundna element är mindre biotillgängliga. Element bundna i sulfidfraktionen, samt i kristallina oxid-hydroxidfaser och silikatbundna har således exkluderats. De har ansetts för svårösliga i mag-tarmkanalen.

Tabell 5. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen intag av jord med medelhalten i varp, lakbarheten samt mängden lakbart redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk vid intag av jord.

	Intag av jord (mg/kg TS)	Varp (mg/kg TS)	Lakbarhet ² (%)	Mängd Lakbar (mg/kg TS)
As	5517/37 ¹	191	24,0	45,9
Bi	e.b.	2750		
Co	1474	947	1,98	18,8
Cu	526442	5767	9,56	551
Ni	5264	115	5,51	6,34
Pb	3685	1247	72,2	900
Zn	e.b.	90,7	8,92	8,09

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

² %-Lakbarhet = summan av lätt adsorberbart, karbonatbundet, organiskt bundet samt bundet till amorfa oxidhydroxidfraktioner.

Tabell 6. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen intag av jord med medelhalten i varp/lakrest vid gruvområdet, lakbarheten samt mängden lakbart redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk vid intag av jord.

	Intag av jord (mg/kg TS)	Vaskmull/lakrest ⁴ (mg/kg TS)	Lakbarhet ^{2,3,4} (%)	Mängd Lakbar ⁴ (mg/kg TS)
As	5517/37 ¹	1185/542	24,0/60,8	45,9/330
Bi	e.b.	e.a.		
Co	1474	378/2158	1,98/7,20	18,8/155
Cu	526442	1656/4075	9,56/28,6	551/1164
Ni	5264	44,5/224	5,51/4,07	6,34/9,12
Pb	3685	1368/1044	72,2/75,4	900/787
Zn	e.b.	131/149	8,92/10,5	8,09/15,6

e.b. Ej begränsande

e.a. Ej analyserad

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

² %-Lakbarhet = summan av lätt adsorberbart, karbonatbundet, organiskt bundet samt bundet till amorfa oxidhydroxidfraktioner.

³ Lakbarheten beräknad från lakrest. Sannolikt en överskattning (konservativ) för vaskmullen.

⁴ Vaskmull/lakrest

Tabell 7. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen intag av jord med medelhalten i slagg vid stranden/slagg vid Hyttan, lakbarheten samt mängden lakbart redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk vid intag av jord.

	Intag av jord (mg/kg TS)	Slagg (mg/kg TS)	Lakbarhet ^{2,3} (%)	Mängd Lakbar (mg/kg TS)
As	5517/37 ¹	73,5/53,1	21,2	15,6
Bi	e.b.	60		
Ba	21058	152/151	7,16	10,9
Co	1474	1909/1180	25,9	495
Cu	526442	4248/4165	7,14	303
Ni	5264	179/49,3	27,7	49,5
Pb	3685	123/58,8	29,7	36,6
Zn	e.b.	2151/1122	18,1	389

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

² %-Lakbarhet = summan av lätt adsorberbart, karbonatbundet, organiskt bundet samt bundet till amorfa oxidhydroxidfraktioner.

³ Lakbarhet beräknad från slaggen nere vid stranden.

Resultaten visar att både varp, lakrest och anrikningssand kan utgöra risker. Slaggen, vare sig vid Gladhammar eller Hyttan utgör någon humantoxisk risk. De lakbara och tillgängliga halterna för varp, lakrest och vaskmull överskrider de framräknade riskkoncentrationerna för arsenik. Resultaten visar också att det enbart är ett element som kan utgöra en risk, och det just, arsenik. Risker är avhängig risken för cancer. Om indata som tar hänsyn till cancerrisken (US.EPA) används erhålls en referenskoncentration på 37 mg/kg TS för området som helhet. Denna beräknade koncentration kan jämföras med medelhalten i varpen på 191 mg/kg TS varav cirka 46 mg/kg TS bedöms kunna vara tillgängligt i mag-tarmkanalen. Varpen skulle således kunna utgöra en risk vid intag av jord. Sannolikheten för intag bedöms som dock som liten. Varpen har karaktären av sten och stenkross och bedöms inte vara ett material som kan intas i några större mängder, inte ens på längre sikt och av barn. Konsekvenserna vid intag av varp bedöms som små. Vaskmullen och lakresten håller halter på 1185 mg/kg TS respektive 542 mg/kg TS varav cirka 46 mg/kg TS respektive 330 mg/kg TS bedöms som tillgängliga. Båda ligger över de beräknade koncentrationerna och materialen kan utgöra risker. Sannolikheten för intag bedöms som stor, med tanke på att avfallen ligger längs stranden och en bit ute i viken. Längs stranden går Tjustleden och sannolikheten för förtäring av mat samt bad längs stranden bedöms som stor. Konsekvenserna vid intag bedöms även de som stora, framförallt med tanke på den höga lakbarheten för lakresten.

I litteraturen anges den letala dosen arseniktrioxid till mellan 70-180 mg (1-2 mg/kg kroppsvikt). Dagligt intag av 1-4 mg As under några veckor har hos barn visats ge upphov till allvarliga skador, vissa med dödlig utgång (Victorin *et al.*, 1990). Ett intag av 70-180 mg arsenik för ett 10 kg barn genom intag av lakrest motsvarar ett direkt intag av mellan 212-545 g lakrest vid ett och samma tillfälle om hänsyn tas till lakbarheten. Om ingen hänsyn tas motsvarar detta intag mellan 129-332 g. Sannolikheten av att vid ett tillfälle få i sig en dödlig dos bedöms därför som osannolik.

Hudkontakt

Vid hudkontakt sker exponering när förorenad jord fastnar på huden och föroreningar tas upp i blodet genom huden. De kroppsdelar som huvudsakligen exponeras är händer, armar, fötter och ben. Exponeringen är bl.a. beroende av exponerad hudyta, mängden jord som fastnar på huden och exponeringstid. Beräkningen av referenskoncentrationen utgår från TDI-doser samt risken för cancer. Exponeringstiden är kortare än vid upptag av jord eftersom tiden av året då stora hudytor exponeras för damning är kortare än möjligheten att få i sig föroreningar via munnen. För boende inom området bedöms exponeringen ske 1/2 av tiden för vistelse. Detta p.g.a. att hudkontakt främst bör ske under den period av året då handskar t.ex. inte nyttjas (sommar, del av vår och höst). Barn antas då exponeras 13 dagar per år och vuxna 26 dagar/år. Övrig tid under året bedöms ingen hud exponeras för föroreningar.

I beräkningen används även en ämnesspecifik adsorptionsfaktor för hudupptag. För vismut har inget sådant påträffats utan ämnet har antagits likna arsenik i beteende (jmf. Duffus, 2002). En känslighetsanalys har även gjorts där adsorptionsfaktorn för bly använts. Resultaten är snarlika. För övriga parametrar, t.ex. exponerad hudyta och daglig hudexponering, bedöms de data som använts för de generella riktvärdena som tillämpliga.

Tabell 8. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen hudkontakt med medelhalten i varp redovisad för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Hudkontakt (mg/kg TS)	Varp (mg/kg TS)
As	29569/198 ¹	191
Bi	e.b.	2750
Co	21058	947
Cu	e.b.	5767
Ni	4297	115
Pb	175481	1247
Zn	e.b.	90,7

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Beräkningarna visar att varpen inte utgör något problem. Den högsta halten arsenik som påträffats i varpen är dock 890 mg/kg TS, en halt som är högre än den framräknade referenskoncentrationen. Eftersom arseniken i varpen främst sitter bundet i sulfidfaser och genom att varpen är så pass grovkornig att material inte ”fastnar” på huden bedöms det osannolikt att varpen skulle kunna göra ett problem vid hudkontakt. Konsekvenserna bedöms som försumbara.

Beräkningarna visar att halterna av arsenik i vaskmullen och lakresten överstiger den framräknade koncentrationen för arsenik och hänsyn tas till cancerrisken. Den högsta påträffade halten i vaskmullen uppgår även till 4720 mg/kg TS och i lakresten till 1170 mg/kg TS d.v.s. betydligt högre halter. Framförallt lakresten, men även i viss mån vaskmullen bedöms förekomma i en sådan kornstorlek att materialet kan fastna på huden och kvarstå under längre tid. Sannolikheten för hudkontakt bedöms således som god och konsekvenser bedöms kunna finnas.

Tabell 9. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen hudkontakt med medelhalten i varp/lakrest redovisad för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Hudkontakt (mg/kg TS)	Vaskmull/lakrest (mg/kg TS)
As	29569/198 ¹	1185/542
Bi	e.b.	e.a.
Co	21058	378/2158
Cu	e.b.	1656/4075
Ni	4297	44,5/224
Pb	175481	1368/1044
Zn	e.b.	131/149

e.b. Ej begränsande

e.a. Ej analyserad

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Tabell 10. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen hudkontakt med medelhalten i slagg vid stranden/slagg vid Hyttan redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Hudkontakt (mg/kg TS)	Slagg (mg/kg TS)
As	29569/198 ¹	73,5/53,1
Bi	e.b.	60
Co	21058	1909/1180
Cu	e.b.	4248/4165
Ni	4297	179/49,3
Pb	175481	123/58,8
Zn	e.b.	2151/1122

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Halterna av arsenik i slaggen ligger lägre än den framräknade halten. Detta även om hänsyn tas till de maximalt påträffade halterna. Det bedöms inte som sannolikt att slaggen skulle utgöra någon direkt risk. Konsekvenserna vid hudkontakt bedöms som försumbara.

Övriga metaller och föroreningar t.ex. koppar, kobolt, vismut etc. utgör inga risker. De framräknade halterna är alla högre eller t.o.m. ej begränsande i jämförelse med de aktuella halterna i avfallen.

Inandning av damm

Vissa av avfallen framförallt lakresten men även vaskmullen och finare bitar av slagg är så pass finkorniga att damning inte är otänkbar. Vid inandning av damm är således inandning av fina dispergerade dammpartiklar en relevant exponeringsväg, framför allt vid varma sommarkvar. Partiklar större än 10 µm fastnar generellt i bronkerna men kan senare sväljas och de finare partiklarna kan direkt gå ned i lungorna. De generella riktvärdena har beräknats utifrån en toxikologisk referenskoncentration i luft eller, när sådant värde saknas, utifrån TDI-värden och genomsnittlig daglig inandning. Sättet för platspecifik beräkning är liknande. Det har dock valts att enbart grunda beräkningarna på TDI-värden.

Tabell 11. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen inandning av damm med medelhalten i varp redovisad för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Inandning av damm (mg/kg TS)	Varp (mg/kg TS)
As	e.b./10994 ¹	191
Bi	e.b.	2750
Co	e.b.	947
Cu	e.b.	5767
Ni	e.b.	115
Pb	e.b.	1247
Zn	e.b.	90,7

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Avseende arsenik och kadmium så har beräkningar gjorts med data där hänsyn tas till cancerriskerna. För vismut har det tidigare antagna TDI-värdet nyttjats. Koncentrationen av förorenat stoft i luften antas vara samma som för beräkningarna av de generella riktvärdena. För beräkning utifrån TDI-värden bedöms exponeringstiden vara den samma som för hudkontakt d.v.s. 26 dagar/år för vuxna och 13

dagar/år för barn. Detta eftersom damning endast bedöms som relevant under torr väderlek utan snötäcke d.v.s. främst under sommar och del av vår och höst. För övriga parametrar, t.ex. andningshastighet och lungretention, har de data som använts för de generella riktvärdena använts.

Tabell 12. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen inandning av damm med medelhalten i varp/lakrest redovisad för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Inandning av damm (mg/kg TS)	Vaskmull/lakrest (mg/kg TS)
As	e.b./10994 ¹	1185/542
Bi	e.b.	e.a.
Co	e.b.	378/2158
Cu	e.b.	1656/4075
Ni	e.b.	44,5/224
Pb	e.b.	1368/1044
Zn	e.b.	131/149

e.b. Ej begränsande

e.a. Ej analyserad

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Tabell 13. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen inandning av damm med medelhalten i slagg vid stranden/slagg vid Hyttan redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Inandning av damm (mg/kg TS)	Slagg (mg/kg TS)
As	e.b./10994 ¹	73,5/53,1
Bi	e.b.	60
Co	e.b.	1909/1180
Cu	e.b.	4248/4165
Ni	e.b.	179/49,3
Pb	e.b.	123/58,8
Zn	e.b.	2151/1122

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Beräkningarna visar alla att inga av elementen och föroreningarna bör utgöra några risker vid inandning av damm. Det ska tilläggas att varpen som ligger på höjden och kan tänkas utsättas för vind i högre grad är alldeles för grovkorning. Likaså ligger huvuddelen av de finkorninga avfallen som kan tänkas damma skyddade mot vind vid stranden nere vid Tjursbosjön. Endast vid vind mot nord-nordost blåser det i området. Sannolikheten för damning bedöms som liten och konsekvenserna likaså.

Intag av bär, svamp och grönsaker

I och i närheten av gruvområdet växer både bär och svamp. Någon direkt odling av grönsaker i närheten av gruvavfallet bedöms dock inte som sannolik, inte ens i närheten av Hyttan. Här utgör slaggen en alltför dålig "jordmån". Intag av grönsaker som växer på förorenade områden kan annars innebära att man får i sig föroreningar som grönsakerna tagit upp från jorden genom rötterna eller genom deposition av damm på t.ex. blad. För beräkning av de generella svenska riktvärden har en upptagsfaktor beräknats genom att ta hänsyn till upptaget i både stam och rötter som sedan ska representera upptaget i växter. Viktiga parametrar för exponering är koncentrationen i de ätliga delarna av växten, det dagliga intaget och andelen av konsumtionen som har odlats på plats. Beräkningarna görs utifrån doserna för tolerabelt dagligt intag. Det måste betonas att olika växter upptar element i olika hög grad (t.ex. Stoltz och Greger, 2002; Stoltz, 2004), vilket gör dessa och liknande beräkningar svåra att göra.

P.g.a. detta har i stället lingon, blåbär och svamp provtagits runt om gruvområdet och på referenslokaler. Resultaten av denna provtagning finns redovisad i *Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004*:

Resultaten visade att bär och svamp innehåller tämligen låga halter av metaller. Bär från gruvområdet innehåller dock signifikant högre halter av kobolt och nickel jämfört med referensområdet. Resultaten är likartade för kantareller. En sammanfattning av analyserna redovisas i tabell 14.

Tabell 14. *Halter i bär och svamp vid Gladhammar. I tabellen redovisas även mängden bär eller svamp som måste intas dagligen för ett 10 kg barn för att motsvara gällande TDI-värden. För värden under detektionsgränsen har halva värdet antagits.*

ELEMENT	Blåbär Gladhammar [mg/kg]	Mängd blåbär [kg]	Lingon Gladhammar [mg/kg]	Mängd Lingon [kg]	Kantareller [mg/kg]	Mängd kantareller [kg]
As	<0,04	0,67	<0,03	0,50	<0,07	0,29
Bi	e.a.		e.a.		e.a.	
Co	0,0068	0,75	0,0187	2,06	0,159	0,09
Cu	0,762	5,41	0,924	6,56	6,69	0,75
Ni	0,112	0,33	0,152	0,45	0,0748	0,67
Pb	<0,02	3,50	<0,02	3,50	0,0916	0,38
Zn	1,42	6,58	1,52	7,04	5,04	1,98

e.a. Ej analyserad.

De flesta element kräver ett intag av flera kg eller mer. Undantaget är arsenik och nickel samt möjligen kobolt för blåbär och lingon. För dessa element krävs ett intag av minst 330 g. Detta intag bedöms dock trots allt som alltför stort för ett barn.

Halterna i svamp är något högre, vilket också innebär att mängden svamp som kan intas är mindre. Enligt tidigare är det tämligen små skillnader mellan halterna i svampen från gruvområdet och referenslokalen. Kobolt är det som är begränsande. Ett intag av 90 g räcker för att TDI-dosen ska uppnås för ett barn. Det bedöms dock som mindre sannolikt att detta skulle utgöra något direkt problem. Generellt intar barn endast mindre mängder svamp, om något alls.

Sammantaget görs bedömningen att intag av svamp och bär inte utgör någon risk. Halterna i bär och svamp är visserligen för vissa element högre jämfört med referenslokaler, men det bedöms inte

sannolikt att intag av bär eller svamp vid enstaka tillfällen skulle medföra några konsekvenser, vare sig på kort eller lång sikt.

Miljörisker – mark

När det gäller effekterna på miljön i närheten av gruvområdet har exponeringsvägarna för effekter inom området studerats. Vid framtagandet av de platsspecifika referenskoncentrationerna för miljöpåverkan har samma data använts som vid framtagandet av de generella ekotoxikologiska värdena i Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning. De ekotoxikologiska värdena (halterna) för effekter inom området representerar en nivå vid vilken inga betydande störningar finns för ekologin i jorden. Värdena bygger på resultaten från ekotoxikologiska tester. Dessa data kommer från Nederländerna. I Nederländerna pratar man om interventionsvärden då 50 % av arterna skyddas. Detta är även den nivå som använts av Naturvårdsverket d.v.s. 50 % artdöd accepteras vid mindre känslig markanvändning. Data för barium har hämtas från RIWM (2001).

Tabell 15. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen miljörisker-mark med medelhalten iredseptive avfall redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Miljörisk mark	Varp	Vaskmull/lakrest ¹	Slagg ²
[mg/kg TS]				
As	40	191	1185/542	73,5/53,1
Bi		2750	e.a.	60
Co	240	947	378/2158	1909/1180
Cu	190	5767	1656/4075	4248/4165
Ni	210	115	44,5/224	179/49,3
Pb	290	1247	1368/1044	123/58,8
Zn	720	90,7	131/149	2151/1122

e.a. Ej analyserad.

¹ Vaskmull respektive lakrest

² Slagg vid Tjursbosjöns strand respektive slagg vid Hyttan

I tabell 15 syns det tydligt att halterna av arsenik, kobolt, koppar och bly är högre än de koncentrationerna där risk för påverkan på miljön finns för alla material. För lakresten vid Tjursbosjöns strand kan nickel läggas till och zink för slaggen.

Sannolikheten för att markmiljön är påverkad bedöms som stor idag. Konsekvenserna kan tydligt ses i områdena. Uppe på Käringryggen är växtligheten sparsam. Detta även i de områden där växtlighet finns domineras markväxtligheten av lavar och ljung. Samma sak gäller för området vid Hyttan. Nere vid stranden finns även där ljung samt en typ av grönmossa. Övrig växtlighet är sparsam. I vattensamlingar nära avfallen är avsaknaden av insekter tydlig.

Avfallen bedöms utgöra risker för markmiljön.

6.2.4. Antaganden och beräkningar – Tjursbosjöns sediment

Direkt intag av sediment

Exponering av sediment kan ske i samband med bad, antingen i den s.k. gruvviken eller från bryggor som finns vid Tjursbo gård och Karlberg eller i övrigt i samband med bad längs sjön. Exponering är även möjlig i samband med att man hanterar ankare vid förankring av båtar och dylikt.

Den exponering som antas vara dimensionerande är främst bad. Bad är en helt säsongsbetonad verksamhet och antas ske under sommarmånaderna juli-augusti då vattentemperaturen är som högst. Bad antas ske 2 gånger/vecka under denna period d.v.s. totalt 8 dagar/år. Eftersom bad sker i grundområden antas exponering och risk för intag av sediment ske 50 % av tiden. Ett konservativt antagande. Vidare har det antagits att enbart de övre 30 cm av sedimenten är möjliga att komma i kontakt med d.v.s. att exponeras för.

Resultaten från beräkningarna av referenskoncentrationer för exponeringsvägen redovisas i tabell 16.

Tabell 16. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen intag av sediment med medelhalten i Tjursbosjöns sediment, lakbarheten samt mängden lakbart redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Intag av sediment (mg/kg TS)	Sediment ³ (mg/kg TS)	Lakbarhet ² min-max (%)	Mängd Lakbar min-max (mg/kg TS)
As	48094/322 ¹	31,5	59-94	18-30
Bi	e.b.	e.a.	e.a.	e.a.
Co	9581	858	78-90	669-773
Cu	e.b.	4546	35-88	1568-3986
Ni	34219	74,8	61-78	45-58
Pb	23953	731	88-94	642-684
Zn	e.b.	74,8	68-85	51-64

e.a. Ej analyserad

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

² %-Lakbarhet = summan av lätt adsorberbart, karbonatbundet, organiskt bundet samt bundet till amorfa oxidhydroxidfraktioner.

³ Medelhalt övre 30 cm av Tjursbosjöns sediment. Medelhalterna baserade på 4 st detaljerade sedimentproppar provtagna över hela sjön.

Resultaten från beräkningarna visar att en hel del metaller är lakbara i sedimenten och även tillgängliga för upptag i mag-tarmkanalen. Sannolikheten för att vid ett enstaka tillfälle få i sig så pass mycket sediment att intaget skulle utgöra någon risk bedöms som liten. Detta även om hänsyn tas till de maximala halterna som påträffats i sedimenten. Eftersom ett kontinuerligt långtidsintag av sediment även bedöms som osannolikt måste konsekvenserna anses vara små.

Eftersom halterna är lägre i Ekenäs- och Kyrksjöns sediment utgör inte heller dessa sediment några risker.

Det ska dock tilläggas att gruvviken delvis innehåller arsenik i form av bl.a. vaskmull med höga halter av arsenik. Denna risk har behandlats under rubriken 6.2.3. *Antaganden och beräkningar – Gruvavfall och förorenad mark – Direkt intag av jord*. Risker har där bedömts finnas.

Hudkontakt

Hudkontakt med sediment kan åter ske i samband med bad och förankring av båtar. Samma antaganden som gäller för intag av sediment har antagits d.v.s. den exponering som antas vara dimensionerande är åter främst bad. Bad antas ske 2 gånger/vecka under denna period d.v.s. totalt 8 dagar/år. Eftersom bad sker i grundområden antas exponering av sediment ske 100 % av tiden.

Resultaten av beräkningarna redovisas i tabell 17.

Resultaten visar att sedimenten i Tjursbosjön inte utgör någon risk vid hudkontakt. Samma gäller för Ekenässjön och Kyrksjöns sediment, där halterna visserligen också är höga, dock lägre än i sedimenten i Tjursbosjön.

Tabell 17. Beräknade referenskoncentrationer för exponeringsvägen hudkontakt med medelhalten i Tjursbosjöns sediment redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Hudkontakt (mg/kg TS)	Sediment ² (mg/kg TS)
As	75285/504 ¹	31,5
Bi	e.b.	e.a.
Co	34219	858
Cu	e.b.	4546
Ni	6983	74,8
Pb	285156	731
Zn	e.b.	74,8

e.a. Ej analyserad

e.b. Ej begränsande

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

² Medelhalt övre 30 cm av Tjursbosjöns sediment. Medelhalterna baserade på 4 st detaljerade sedimentproppar provtagna över hela sjön.

Intag av sjövattnet

Sjövattnet i Tjursbosjön skulle kunna tänkas användas för dricksvatten eller fungera som källa för vatten för boskap.

Tabell 18. Beräknad teoretisk halt utifrån TDI-värden med medelhalten i Tjursbosjöns vatten redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Intag av sjövattnet (µg/l)	Tjursbosjön ² (µg/l)
As	15/0,1 ¹	0,45
Bi	1035000	
Ba	300	13,3
Co	21	10,7
Cu	7500	71,4
Ni	75	3,11
Pb	53	1,61
Zn	15000	9,54

¹ Beräknat med RfD-data från US.EPA/Beräknat med data från US.EPA då hänsyn tas till cancerrisken. Ett fall på 100 000 accepteras.

Referenskoncentrationerna för intag av sjövattnen har beräknats utifrån doserna för tolerabelt dagligt intag. När det gäller boskap har riktvärden från CCME (2003) använts i de fall sådana kunnat erhållas. Det har antagits att barn dricker upp till en liter vatten per dag och vuxna två liter. Riskerna för barn antas vara dimensionerande. Liknande antaganden har antagit av Naturvårdsverket (intag av dricksvatten).

Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 18 och 19.

Tabell 19. Beräknad teoretisk halt utifrån TDI-värden med medelhalten i Tjursbosjöns vatten redovisade för jämförelse. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Intag av vatten – Boskap ¹ (µg/l)	Tjursbosjön (µg/l)
As	25	0,45
Bi	-	
Co	1000	10,7
Cu	500-5000	71,4
Ni	1000	3,11
Pb	100	1,61
Zn	50 000	9,54

¹ Kanadensiska riktvärden för boskap.

Beräkningarna visar att det inte finns några akuta risker vid intag av sjövattnen. Den risk som kan finnas är vid konsumtion av sjövattnen under lång tid. Det är då cancerrisken för arsenik som styr. Det bedöms dock som mindre sannolikt att någon enbart skulle nyttja sjövattnen under hela sin livstid som enda dricksvattenkälla. Mindre kallsupar och ett mindre intag av sjövattnen under kortare perioder innebär ingen risk. Konsekvenserna vid intag av sjövattnen bedöms som små.

Inga risker finns heller för användning av sjövattnen för boskap, i alla fall inte ur metallsynpunkt.

Intag av fisk

I Tjursbosjön saknas s.k. vitfisk. Vanliga matfiskar som gädda och abborre förekommer dock om än något sparsamt. En del av Tjursbosjön arrenderas för sportfiske av Ankarsrums Sportfiskeklubb och fiske kan således inte uteslutas i sjön.

Naturvårdsverkets beräkningsmodeller för intag av fisk är högst teoretiska och det har därför valts att i stället provta och analysera fiskmuskel d.v.s. den del av fisken som intas. Abborre har provtagits i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön samt referenssjön Axsjön.

Utifrån TDI-doser har mängden fisk som kan förtäras utan risk räknats fram. Barn är dimensionerande. Resultaten redovisas i tabell 20. I sammanställningen har kvicksilver inkluderats.

Tabell 20. Halter i fisk (abborre) vid sjöarna nerströms Gladhammars gruvområde. I tabellen redovisas även mängden som måste intas dagligen för ett 10 kg barn för att motsvara gällande TDI-värden. För värden under detektionsgränsen har halva värdet antagits.

	Tjursbosjön (mg/kg)	Mängd fisk (kg)	Ekenässjön (mg/kg)	Mängd fisk (kg)	Kyrksjön (mg/kg)	Mängd fisk (kg)
As	<0,05	0,40	<0,02	1	<0,02	1
Bi						
Co	0,03	0,47	0,013	1,08	0,005	2,80
Cu	0,15	33,3	0,16	31,3	0,20	25
Hg	0,72	0,01	0,18	0,03	0,16	0,03
Ni	0,06	0,83	0,03	1,67	0,03	1,67
Pb	< 0,02	3,50	<0,01	7	<0,01	7
Zn	4,1	2,44	3,3	3,03	3,3	3,03

Resultaten från beräkningarna visar att det främst är kvicksilver som är dimensionerande. För Tjursbosjön räcker ett intag av 10 g fisk för att TDI-dosen ska uppnås för ett barn. För Ekenässjön och Kyrksjön räcker ett intag av 30 g. För kvicksilver i fisk finns dock kostrekommendationer från Livsmedelverket. Rekommendationerna vänder sig särskilt till kvinnor som planerar att skaffa barn snart, som är gravida eller som ammar med rådet att helt avstå från abborre, gädda, gös, lake, ål samt stor hälleflundra. Övriga konsumenter bör inte konsumera dessa fiskarter i genomsnitt mer än en gång i veckan. Det måste också tilläggas att kvicksilver inte bara är förekommande i fisken i dessa tre sjöar. Även i Axsjön som nyttjats som referens förekommer kvicksilver i fisken (se även *Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004:15*).

När det gäller element som är mer vanligt förekommande i avfallen vid Gladhammar t.ex. kobolt och koppar så är visserligen halterna av t.ex. kobolt högre i fiskköttet i Tjursbosjön, men intaget som krävs ligger i storleksordningen ett halvt kg. En mängd som bedöms vara för stor för ett mindre barn.

Sannolikheten för att normal konsumtion av fisk från sjöarna skulle innebära någon risk bedöms som liten. Konsekvenserna bedöms således som små.

Miljörisker – sediment och ytvatten

Få riktvärden finns för miljörisker i sediment. I Nederländerna har RIWM (2001) tagit fram ett förslag på SRC_{eco}-värden (Serious Risk Concentrations) i sediment. Dessa redovisas för jämförelse i tabell 21.

Tabell 21. SRC_{eco}-värden (RIWM, 2001) jämfört med medelhalten i Tjursbosjöns sediment. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	SRC _{eco} (mg/kg TS)	Sediment ¹ (mg/kg TS)
As	5900	31,5
Bi	-	e.a.
Co	3200	858
Cu	660	4546
Ni	2600	74,8
Pb	63000	731
Zn	6600	74,8

e.a. Ej analyserad.

¹ Medelhalt övre 30 cm av Tjursbosjöns sediment. Medelhalterna baserade på 4 st detaljerade sedimentproppar provtagna över hela sjön.

Dessa värden är att likna vid de svenska generella riktvärdena och bedöms inte vara lämpliga för bedömning av miljöeffekter i Tjursbosjön och nedströms liggande sjöar. Trots detta är det tydligt att kopparhalterna i sedimenten är höga och att miljörisker inte kan uteslutas.

I tabell 22 redovisas redovisas medelhalterna i vattnet i sjöarna Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön tillsammans med vattenkvalitetskriterier från Kanada och US.EPA d.v.s. delvis de källor som Naturvårdsverket hämtat sina bakgrundsdata ifrån.

Tabell 22. Medelhalter i sjövattnet (ofiltrerade prover) med redovisade vattenkriterier. Gråmarkerade data visar element som kan innebära en risk.

	Tjursbosjön	Ekenässjön	Kyrksjön	Vattenkvalitets- kriterier
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
As	0,45±0,12	0,35±0,11	0,44±0,23	5 ¹
Bi	e.a.			
Co	10,7±1,2	1,48±3,83	1,91±3,07	23-1500 ²
Cu	71,4±4,7	19,7±6,3	9,89±6,62	2-4 ¹
Ni	3,11±0,23	1,38±0,27	1,26±0,22	25-150 ¹
Pb	1,61±0,52	0,37±0,30	0,47±0,23	1-7 ¹
Zn	9,54±6,01	4,13±2,61	4,19±2,83	30 ¹

¹ Kanadensiska vattenkvalitetskriterier (Canadian Environmental Quality Quidelines. Update Dec 2003).

² Tier II värden från Suter och Tsao (1996). Lägsta värdet motsvar kronisk toxicitet och det högsta akutotoxicitet. e.a. Ej analyserad

I tabellen är det tydligt att främst koppar utgör ett problem i sjövattnen. Halterna är t.ex. cirka 35 ggr högre i Tjursbosjön jämfört med vattenkvalitetskriterierna. Halterna av koppar är även höga i Ekenässjön, cirka 10 ggr, och Kyrksjön, cirka 5 ggr. I Tjursbosjön kan även bly medföra ett problem. Sammanfattningsvis bedöms sannolikheten för att ekotoxikologiska effekter ska finnas i sjöarna som stor. Konsekvenserna bedöms som stora eftersom, framförallt de höga kopparhalterna utgör en stor risk för akvatiska organismer.

Ytterligare undersökningar har genomförts för att bekräfta att effekter finns idag i sjöarna. Undersökningarna har också genomförts eftersom det inte bedömts som helt relevant att jämföra med enbart litteraturvärden. Detta eftersom varje plats är unik. De biologiska undersökningarna som genomförts har omfattat toxicitetsstudier, metallanalyser av fisk, bottenfaunastudier samt studier av mundelskador, en skada som är typiskt i metallbelastade vatten (se vidare i *Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004:18*).

Resultatet av bottenfaunaundersökningen visar att bottenfaunasamhället är kraftigt skadat i Tjursbosjön. Skadorna yttrar sig dels som ett mycket lågt art- och individantal och dels som subletala effekter i form av skador på vissa av de sedimentlevande mygglarvernas mundelar. Skadebilden är typisk för miljöer som är kraftigt förorenade av tungmetaller. I den nedströms belägna Ekenässjön förekommer också skador på mygglarvers mundelar. Skadorna är ungefär lika omfattande som i Tjursbosjön men värdena för artantal och individtäthet är relativt normala. I Kyrksjön kan dock inga tydliga skador på bottenfaunan ses. Värdena för artantal och individtäthet är också här relativt normala för sjötypen och inga mundelsskador har påträffats.

Fisken som analyserats i sjöarna (inkl. referensen Axsjön) visar tydligt att fiskarna nära gruvområdet är påverkade och håller högre halter. Fiskeriverket, som delvis utvärderat fiskproverna menar att abborrarnas tillväxt verkar vara hämmad i Tjursbosjön. Generellt är halterna högre i fiskarna, både avseende lever och fiskmuskel, närmast gruvområdet, och sjunker med avståndet. Ett tydligt samband finns mellan metallhalt i fisk och vattenkvalitet, vilket illustreras av fig. 6.

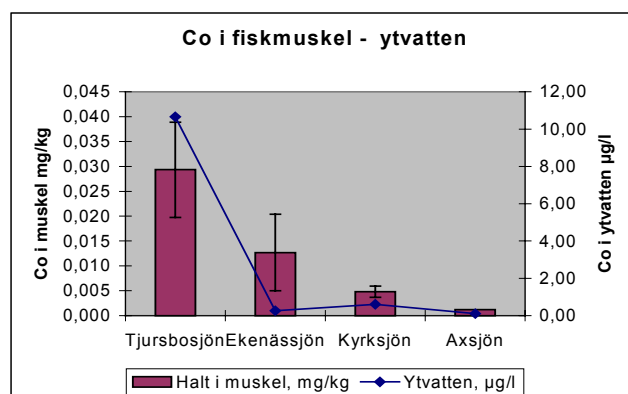


Fig 6. Sambandet mellan kobolt i fiskmuskel (abborre), avstånd från gruvområde och kobolthalten i ytvatten.

Toxicitetstester har utförts både på vatten från Tjursbosjön och sediment från samma sjö. Vattnet testades genom en standardiserad laboriemetod där djurplankton av släktet *Daphnia* utsätts för en blandning av standardvatten vatten i olika spädningsserier. Efter 24 respektive 48 h inkubation i mörker avläses antalet orörliga eller döda plankton. Resultatet visade att ingen effekt erhålls på *Daphnierna*, inte ens då utspädd ytvatten testades. Detta betyder dock inte att vattnet inte är toxiskt, vilket visas av de utförda bottenfaunastudierna. Detta test visar snarare att *Daphnia* verkar tåla högre kopparhalter när organismen utsätts för Tjursbosjövatten.

Ytterligare en standardiserad laboriemetod där det bottenlevande kräftdjuret *Heterocypris incongruens* används som testorganism har utnyttjats. I testet mäts dödlighet och tillväxtinhibering. Testet är ett direktkontakttest där testorganismerna exponeras för det utspädda provet under 6 dygn. Därefter räknas antalet döda och levande organismer. För att få ett mått på tillväxten mäts de levande organismernas längd både vid analysens början och slut. Ett ickekontaminerat sediment används som referens. Resultatet för Tjursbosjöns sediment visade att alla organismer dog och att sedimenten således inte är någon lämplig levnadsmiljö för bottenlevande kräftdjur. Detta stämmer också överens med de utförda bottenfaunaundersökningarna. Flera testytor uppvisade t.ex. vid bottenfaunaundersökningarna en total avsaknad av bottenlevande djur.

Sammanfattningsvis så kan det konstateras att sannolikheten för negativa effekter i Tjursbosjön och systemet i dagsläget är mycket stor. Konsekvenserna är även de stora, med tanke på den artfattiga Tjursbosjön och de tydliga metallskadorna som finns samt de toxiska sedimenten. Det är inte otänkbart att dessa skador har fortplantat sig uppåt i näringskedjan, med tanke på avsaknaden av vitfisk samt de högre metallhalterna i abborre.

6.2.5. Transport av föroreningar från gruvområdet till huvudrecipienten – Tjursbosjön

I tabell 23 redovisas transporten av olika element från gruvområdet ut till Tjursbosjön d.v.s. den nuvarande belastningen.

Huvuddelen av transporten från gruvområdet till Tjursbosjön sker via infiltrerande ytvatten i varpen och slaggen ovan Tjursbosjön (på Käringryggen). Nästan 57 % av all koppar kommer via denna väg. Detta ytvatten bildas genom nederbörden som infiltrerar avfallen. Det bildade lakvattnet strömmar ned mot Tjursbosjön och stranden där det sedan mynnar ut i sjön antingen som ett ytvattenflöde eller bildar grundvatten (både mycket ytligt och djupt).

Det djupare grundvattnet (grundvattenbildning inom området) står för en mindre del av transporten. Endast cirka 3% av all koppar transporteras av djupare grundvatten.

Den sista stora komponenten är vattnet som mynnar ut ur stollgången. Detta vatten består av den huvudsakliga komponenten intern vittring samt den ringa mängd lakvatten som rinner ned i gruvan via dagbrotten och gruvhålen på höjden. Stollgången står för storleksordningen 40 % av koppartransporten till Tjursbosjön.

Ytterligare en komponent finns som inte varit möjlig att kvantifiera är den transport av vittringsprodukter som sker via fluktuerande vattenytor i avfallen vid Tjursbosjöns strand. Avfallen vid stranden är delvis torrlagda och utsatta för vittring och därmed kan direkt utlakning dels via nederbörd ske samt just dessa fluktuationer. Vid varje nivåförändring av vattennivån kan det antas att ett vattenpaket byts ut i avfallen (en porvolym). Dessa avfall lakar således direkt ut i Tjursbosjön utan någon större fördröjning. Betydelsen av denna komponent är svår att uppskatta men baserad på vittringsförsök i labbskala görs bedömningen att dessa avfall kan svara för ytterligare mellan 125-255 kg koppar och 36-72 kg kobolt. De nedre intervallen är de mest sannolika eftersom en stor del av avfallen är helt vattentäckta.

Tabell 23. Transporterade metallmängder ut till Tjursbosjön. Grundvattnet representerar den grundvattenbildning som sker vid stranden. Stollgångsvattnet representerar summan av den interna vittringen samt det som infiltrerar från varpen. Ytvatten representerar det som infiltrerar varpen på höjden och sedan transporteras till Tjursbosjön antingen som yt- eller djupt grundvatten.

	Grundvatten kg/år	Stollgång kg/år	Ytvatten kg/år
S	22,0	235	264
As	0,0007	0,003	0,01
Co	2,60	20,2	66,6
Cu	8,02	121	174
Ni	0,22	1,80	5,46
Pb	0,006	7,14	1,61
Zn	0,20	4,34	2,37

Läckaget som idag direkt kan mätas ut till Tjursbosjön uppgår således till cirka 303 kg koppar och 71 kg kobolt. Det sannolika läckaget uppgår dock till minst cirka 431 kg koppar respektive 125 kg kobolt (se Projekt Gladhammars gruvor, 2005a).

6.2.6. Övriga områden

Läckaget och transporten har även kvantifierats för Sohlbergsfältet och slaggområdet vid Hyttan intill Torsfallsån. Vid Hyttan har det antagits att allt som vittrar loss tar sig ut i Torsfallsån p.g.a. närheten till denna. En viss fördröjning sker säkerligen, men bedömningen görs att den årliga vittringen är utgör en god uppskattning.

Sohlbergsfältet dränerar direkt till bäcken mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Området belastar således inte direkt Tjursbosjön, men väl systemet nedströms Ekenässjön.

De årliga transporterade mängderna sammanfattas i tabell 24.

I jämförelse med läckaget från avfallen på Käringryggen och Holländarefältet till Tjursbosjön är läckaget från både Hyttan och Sohlbergsfältet ganska litet. För koppar rör de sig om omkring 3-4 % för vardera området.

Tabell 24. Transporterade mängder ut till Torsfallsån och från Sohlbergsfältet till Kyrksjön.

	Torsfallsån	Sohlbergsfältet
	kg/år	kg/år
S	29,6	48,9
As	0,1	e.b.
Co	6,2	0,6
Cu	13,3	9,3
Ni	1,5	0,1
Pb	0,1	0,2
Zn	2,5	0,8

e.b. Ej bestämd p.g.a. under detektionsgränser

6.2.7. Naturlig bakgrundsbelastning

Tjursbosjön belastas idag av ett antal mindre bäckar. Dessa kan anses representera belastningen från den naturliga bakgrunden.

Kopparhalterna ligger i medel på cirka 2,2 µg/l med ett spann från 0,83-3,83 µg/l. Kobolthalterna varierar från 0,37-0,65 µg/l, med ett medel på cirka 0,47 µg/l. Blyhalterna varierar mellan 0,24-0,79 µg/l och ligger i medel på cirka 0,46 µg/l.

Utslaget på hela Tjursbosjöns avrinningsområde representerar och orsakar dessa halter en naturlig belastning på cirka 3,2 kg koppar, 0,7 kg kobolt och 0,7 kg bly.

Den naturliga bakgrundsbelastningen, om gruvområdet exkluderas, är således tämligen betydelselös.

6.2.8. Transport av föroreningar inom Tjursbosjön – Intern belastning idag och i framtiden

Det som sker idag i systemet är att föroreningar förs ut från gruvområdet till sjön, fastläggs i suspendat vilket senare sedimenterar och bildar sediment. Detta medför en årlig belastning på sedimentet och även en haltökning. En viss diffusion från bottensedimenten till vattenpelaren sker dock också. I dagsläget fungerar dock Tjursbosjön i huvudsak som en sänka för metaller.

I tabell 25 redovisas det som på årsbasis sedimenterar i sjön.

Idag mottar sedimenten stora mängder metaller genom sedimenterande suspendat, vilket delvis förklarar de höga metallhalterna i sedimenten. Transporten av t.ex. koppar till sedimenten uppgår till 355 kg. Utav denna mängd står gruvviken för cirka 103 kg d.v.s. cirka 29 % av den totala belastningen, vilket kan jämföras med att arean på gruvviken endast är cirka 21 % av Tjursbosjöns totala area. Även den södra delen av sjön har en relativt hög belastning av t.ex. koppar och kobolt. Mängdmässigt är dock belastningen betydligt högre i gruvviken.

Tabell 25. Sedimenterade mängder i Tjursbosjön.

	Tjursbosjön	Gruvviken	Centrala delen av sjön		Södra delen av sjön		
	totalt						
	kg/år	kg/år	g/m ² ,år	kg/år	g/m ² ,år	kg/år	g/m ² , år
S	390	163	0,41	137	0,17	89,9	1,86
As	2,66	1,00	0,003	1,41	0,002	0,25	0,005
Co	58,1	24,1	0,06	27,9	0,03	6,10	0,13
Cu	355	103	0,26	172	0,21	79,5	1,65
Ni	4,52	1,84	0,005	1,34	0,002	1,34	0,03
Pb	53,0	25,2	0,06	17,1	0,02	10,7	0,22
Zn	31,6	16,4	0,04	11,1	0,01	4,04	0,08

e.b. Ej bestämd p.g.a. avsaknad av analyser.

Metaller diffunderar till viss del från Tjursbosjöns sediment upp till vattenpelaren. Detta är en process som varierar under året (generellt högst under våren). Processen medför att en omlagring sker i sedimenten, vilket medför att det inte är sannolikt att halterna i ytsedimenten på sikt sjunker. Metaller vandrar nämligen från de djupare sedimenten och återutfälls i ytsedimenten. Denna process är sannolikt även skälet till att de högsta halterna påträffas i sedimenten *efter brytningen* och inte under den period, eller strax efter, då gruvdriften var som intensivast (1700-1800-tal). En del metaller lämnar också sedimenten och diffunderar uppåt till vattenpelaren. Denna årliga diffusion redovisas i tabell 26.

Resultaten visar att kobolt, koppar, bly och zink till viss del på årsbasis diffunderar från sedimenten. Övriga element fastläggs i sedimenten. På årsbasis diffunderar cirka 7 kg kobolt upp från sedimenten och cirka 1 kg koppar.

Tabell 26. Mängden som på årsbasis diffunderar från sedimenten. En negativ siffra visar en diffusion från sedimenten (källa) och en positiv siffra en diffusion till sedimenten (sänka).

Tjursbosjön	Kg/år
S	24,0
As	0,05
Co	-6,82
Cu	-1,08
Pb	-13,6
Ni	0,05
Zn	-0,46

Om hänsyn tas till de mängder som på årsbasis sedimenterar är det tydligt att sedimenten och Tjursbosjön idag fungerar som en nettosänka för metaller. Metallerna fastläggs alltså i sjösedimenten och i dagsläget fastläggs cirka 354 kg koppar och 51 kg kobolt per år i sedimenten. En orsak till detta är naturligtvis den höga metallhalten i sjövattnet. En fastläggning av metaller sker i suspendatet, vilket sedan sedimenterar och därmed reglerar både den lösta halten samt vidare transporten nedströms. Koncentrationsskillanden idag mellan sjövattnet och porvattnen i sjöns sediment är också så små att den uppåtriktade diffusionen är tämligen obetydlig.

Vad kan då hända på sikt? Om halterna i sjövattnet minskar t.ex. genom en efterbehandling av gruvområdet med minskad belastning på sjön som följd, vad händer då t.ex. med diffusionen av koppar och kobolt? De element som uppvisar de kraftigaste förhöjningarna i sjövattnet och som en efterbehandling sannolikt påverkar mest p.g.a. ett minskat utläckage. Idag är medelhalten koppar i

Tjursbosjön cirka 71 µg/l och medelhalten kobolt cirka 11 µg/l. I framtiden, om utläckaget från gruvområdet stoppas, är det inte osannolikt att halterna sjunker till att mer avspeglar halterna i de naturliga vattendragen. Kopparhalterna i tillrinningen till Tjursbosjön ligger idag mellan cirka 1-4 µg/l och kobolthalterna varierar mellan cirka 0,3-0,7 µg/l. En medelhalt på cirka 4 µg/l koppar samt 1 µg/l kobolt, eller några µg/l högre är således inte orimlig i framtiden. Hur påverkar då detta diffusionen om processerna i sedimenten antas vara oförändrade? Ett inte helt orimligt antagande. Resultaten presenteras i tabell 27.

Tabell 27. Diffusion från Tjursbosjöns sediment i framtiden vid en medelhalt på 4 µg/l och 1 µg/l Co. En negativ siffra visar en diffusion från sedimenten (källa) och en positiv siffra en diffusion till sedimenten (sänka).

Tjursbosjön	Diffusion Kg/år
Co	-12,7
Cu	-42,6

Beräkningarna visar att sedimenten med andra ord kan börja ”släppa” mer metaller till Tjursbosjöns vatten om vattenkvaliteten förbättras t.ex. efter en efterbehandling. Diffusionen kommer även i detta fall att motverkas av en sedimentation orsakad av sedimenterande suspendat. Denna kan uppskattas genom att anta att halterna i suspendatet är beroende och styrs av halterna i sjövattnet d.v.s. det s.k. K_D -värdet kan nyttjas. Med andra ord kan K_D -värdet användas för att uppskatta halterna i suspendatet i framtiden och därmed uppskatta mängden som sedimenterar på årsbasis om sedimentationshastigheten antas vara oförändrad. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 28.

Tabell 28. Sedimentation till Tjursbosjöns sediment i framtiden vid en medelhalt på 4 µg/l och 1 µg/l Co.

Tjursbosjön	Diffusion Kg/år
Co	5,4
Cu	19,9

Slutsatserna blir således att sedimenten i framtiden kan börja fungera som en nettokälla för metaller även vid en efterbehandling av gruvområdet. Sedimenten kan således börja fungera som en källterm, något som sedimenten idag inte är. För att helt stoppa läckaget nedströms måste således även sedimenten åtgärdas. Uppskattningsvis cirka 23 kg koppar respektive 7 kg kobolt kan årligen börja läcka från sedimenten i framtiden med dessa förutsättningar. Detta ska dock jämföras med de cirka 400-450 kg koppar och 90-130 kg kobolt som årligen läcker ut från gruvområdet idag. Det kvarvarande läckaget från systemet motsvarar då cirka 5 % av den totala belastningen från gruvområdet. Det kvarvarande läckaget från sedimenten kan dock medföra en haltförhöjning i Tjursbosjön med så mycket som cirka 2 µg/l koppar och 0,6 µg/l kobolt. Genom detta inses att halterna i Tjursbosjön och även nedströms systemet kommer att vara förhöjda under lång tid, även efter en efterbehandling av gruvområdet.

Om läckaget från gruvområdet kvarstår i framtiden bedöms risken för en haltförhöjning i Tjursbosjön som tämligen liten. I alla fall på mycket lång sikt (totalt omsättningstider d.v.s. hundratals år). Utläckaget, sedimentationen och vidaretransporten verkar ha nått ett ”steady-state” förhållande. Mätningar av Tjursbosjöns vatten finns sedan början av 1990-talet (Johansson och Willaredt, 1992), vilket betyder att sjön omsatts cirka 2 ggr. Halterna har varit desamma som de nuvarande. Chansen för en ”självrening” av sjön bedöms också som osannolik eftersom läckaget från gruvområdet är betydande.

6.2.9. Transport nedströms systemet

I tabell 29 redovisas transporten av olika element från Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön. I tabellen ses att utläckaget från Tjursbosjön årligen är cirka 109 kg koppar och 19 kg kobolt. Sträckan mellan Tjursbosjön och Ekenässjön är relativt kort och i stort sett allt kan antas föras in i Ekenässjön.

Tabell 29. Transporterade mängder från Tjursbosjön till Ekenässjön och Kyrksjön.

	Tjursbosjön	Ekenässjön	Kyrksjön
	kg/år	kg/år	kg/år
S	4845	5785	8627
As	0,6	1,07	1,40
Co	18,9	1,66	3,18
Cu	109	42,2	46,9
Ni	4,64	2,89	4,25
Pb	2,67	0,54	0,96
Zn	12,6	6,47	13,9

Från Ekenässjön förs sedan cirka 42 kg koppar ut till nedströms liggande Kyrksjön. Även Ekenässjön fungerar således som en sänka för metaller. Trenden är likartad för kobolt. Ur Kyrksjön förs sedan cirka 47 kg koppar vidare nedströms. Orsaken till den lilla förhöjningen av koppartransport är sannolikt att Sohlbergsfältet dränerar direkt till bäcken mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Någon direkt minskning sker därför inte från Ekenässjön och ut ur Kyrksjön.

6.2.10. Sammanfattning av resultat

I tabell 30 sammanfattas de exponeringsvägar som bedömts som sannolika och relevanta. De dimensionerande föroreningarna är arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. Den styrande föroreningen för de humantoxikologiska riskerna är enbart arsenik. Arsenikhalterna i framförallt vaskmullen och lakresten utgör risker vid direktexponering. De exponeringsvägar som styr är intag av jord och hudkontakt. Slaggen och varpen bedöms dock inte utgöra lika stora problem. Koppar, kobolt, nickel, bly och zinkhalterna är så pass höga i avfallen att ekotoxikologiska risker inte kan uteslutas.

När det gäller sedimenten i Tjursbosjön så bedöms de inte utgöra några humantoxikologiska risker. Det ska dock betonas att en del vaskmull och sannolikt lakrest ligger ute i den s.k. gruvviken. Dessa avfall medför risker enligt tidigare resonemang. Åter igen är arsenik dimensionerande. Halterna i Tjursbosjöns vatten kan medföra en humantoxikologisk risk vid nyttjande av vattnet under lång tid. Något som i dagsläget bedöms som mindre troligt. Åter igen är arsenik den dimensionerande föroreningen. Både sedimenten och ytvattnen i Tjursbosjön håller dock så pass höga halter av framförallt koppar att ekotoxikologiska effekter är sannolika. Detta bekräftas också av utförda bottenfaunastudier och toxicitetstester.

Tabell 30. Tabellen visar de exponeringsvägar som är aktuella för respektive element. Ett **X** i fet stil markerar en exponeringsväg med hög sannolikhet och risk, medan en exponeringsväg markerad med litet *x* markerar en mindre sannolik exponeringsväg. I de fall två *x* finns redovisade representerar det första ytvatten i Tjursbosjön och det andra Tjursbosjöns sediment.

	Intag av jord	Intag av sediment	Hudkontakt	Inandning av damm	Intag av sjövattnen	Intag av bär, svamp och grönsaker	Miljörisker Mark	Miljörisker Ytvatten/sediment
As	X	-	X	-	x	-	X	-
Bi	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	-	X	-
Cu	-	-	-	-	-	-	X	X/X
Ni	-	-	-	-	-	-	X	-
Pb	-	-	-	-	-	-	X	x/-
Zn	-	-	-	-	-	-	X	-

Spridningen av föroreningar från gruvområdet till Tjursbosjön och vidare nedströms är stort. I storleksordningen 400 kg koppar läcker årligen från gruvområdet varav cirka 110 kg transporteras vidare till Ekenässjön. Effekterna av denna spridning kan idag ses genom höga halter av bl.a. koppar och kobolt i sedimenten och vattnen i Ekenässjön och Kyrksjön. Även dessa sjöar är påverkade.

7. KONSEKVENSER IDAG OCH I FRAMTIDEN

7.1. Konsekvenser idag – gruvområden och sjöar

Gruvavfallen, vilka består av varp, slagg, vaskmull och lakrest, vid gruvområdet oxiderar/vittrar och frigör föroreningar. Även själva gruvan vittrar och frigör metaller. Dessa föroreningar lakas ut genom nederbörden och transporteras vidare ut till recipienterna, Tjursbosjön och Torsfallsån och vidare nedströms. Spridning av föroreningar från gruvområdet ut till Tjursbosjön är stor. I fallet koppar och kobolt minst cirka 430 kg respektive 107 kg årligen. Mängder som sannolikt är i underkant. Oxidationen av koppar och kobolt i avfallen ligger på cirka 500 kg respektive 130 kg årligen tillsammans med en intern vittring i gruvan på cirka 120 kg koppar och 20 kg kobolt. En del metaller återfastläggs således. Potentialen för framtida vittring och frigörelse samt vidare transport till Tjursbosjön och nedströms är således betydande. Enbart de i avfallen upplagrade mängderna av koppar och kobolt räcker i cirka 1500 år. Gruvområdet anses vara en betydande antropogen källa utav många som slutligen bidrar till den allmänna föroreningen av den slutliga recipienten, Östersjön (jmf. Riksdagens miljömål - Giftfri miljö).

Halterna i avfallen och i vattnen i gruvområdet är höga och ekotoxikologiska effekter inom områdena kan inte uteslutas utan är sannolika. Halterna är betydligt högre än de naturliga bakgrundshalterna. Den naturliga bakgrunden utgör inte någon risk. Den naturliga bakgrundsspridningen är liten. Framförallt vaskmullen och lakresten innehåller så pass höga halter av arsenik att humantoxikologiska effekter vid direktexponering inte kan uteslutas. Några andra humantoxikologiska risker finns inte. Slaggen vid Hyttan bedöms inte utgöra någon humantoxikologisk risk.

Utläcketaget från gruvområdet vid Gladhammar är årligen så pass stort att Tjursbosjöns vatten håller konstant höga koppar och kobolthalter. Utläcketaget och den tidigare driften har även orsakat att sedimenten i sjön samt nedströms liggande sjöar håller höga halter. Undersökningar har visat att sedimenten i Tjursbosjön är direkt toxiska för organismer och att bottenfaunan är klart störd i sjön och även påverkad i nedströms sjöar. Tydliga metallskador finns på bottenlevande organismer.

Tjursbosjön fungerar idag som en sänka för metaller d.v.s. minskar transporten av föroreningar nedströms. Idag förs trots detta årligen 109 kg koppar och 19 kg kobolt vidare till Ekenässjön genom det begränsade utloppet, vilket bidrar till att även denna sjö är påverkad.

Tjursbosjön fungerar idag som en sänka för metaller d.v.s. minskar transporten av föroreningar nedströms. Idag förs trots detta årligen 109 kg koppar och 19 kg kobolt vidare till Ekenässjön genom det begränsade utloppet, vilket bidrar till att även denna sjö är påverkad.

Sammanfattningsvis bedöms idag konsekvenserna vara följande:

- Höga halter av arsenik, koppar och kobolt samt bly i avfallen, vilka utgör ekotoxikologiska risker.
- Halterna i bär och svamp är förhöjda jämfört med referenser.
- Arseniken i framförallt vaskmullen och lakresten är så pass höga att de utgör humantoxikologiska risker vid direktexponering.
- Oxidation/vittring och utlakning av avfallen samt själva gruvan medför ett stort utläckage till Tjursbosjön med haltförhöjning i vatten och sediment som följd.
- Tydliga ekotoxikologiska effekter i Tjursbosjön, tydlig påverkan i nedströms liggande sjöar, framförallt Ekenässjön.
- Utläcketaget bidrar till den regionala metallbelastningen av kusten och av Östersjön.

7.2. Konsekvenser i framtiden

7.2.1. Nya exponeringsvägar

Risken för ökad utlakning i framtiden p.g.a. en ökad vittring eller utlakning bedöms som liten. Avfallen och gruvan har legat och vittrat under lång tid och utlakningen bedöms ha nått "steady-state". Den fastläggning som sker från källan till recipienterna bedöms heller inte kunna förändras i framtiden. Spridningen av föroreningar bedöms inte kunna öka i nämnvärd omfattning utan yttre påverkan i framtiden utan snarare vara konstant.

De framtida konsekvenserna är lika de som finns idag d.v.s. riskerna avseende direktexponering och ekotoxikologiska effekter kommer att kvarstå. Några andra risker bedöms inte kunna finnas eftersom det inte är sannolikt att markanvändningen ändras i nämnvärd grad. Det bör dock säkerställas att inga okontrollerade borrhningar efter dricksvatten eller i övrigt oplanerad markanvändning sker i området.

- Inga nya exponeringsvägar bedöms kunna skapas i framtiden.

7.2.1. Övriga konsekvenser

Andra konsekvenser är möjliga på lång sikt, hundratals till tusentals år. I ett längre perspektiv är en påverkan av klimatförändringar möjlig och sannolik. Klimatförändringarna kan vara naturliga t.ex. en ny istid., Flera istider har kommit och gått under jordens historia, men även på kortare sikt är den s.k. växthuseffekten mer sannolik. Detta bedöms dock inte kunna påverka vare sig vittringen eller spridningen av föroreningar från gruvområdet. Ej heller huruvida sedimenten i Tjursbosjön vänder från att vara en fälla till att bli en källa.

Ett större problem är försurningen. Idag ligger pH i Tjursbosjön mellan 6,6-7,1. Om pH skulle sänkas en enhet är det möjligt att mobilisera stora mängder föroreningar som idag ligger på sjöns botten, i sedimenten. De sekventiella lakningarna visar att huvuddelen av metallerna sitter i lätt lakbara faser, vilka skulle kunna bli tillgängliga vid en försurning. En sänkning av pH med en pH-enhet (6,5 till 5,5) skulle t.ex. kunna medföra att 40 % av den fastlagda kopparen (enligt studier av adsorption, Koener, 1993) frigörs och mobiliseras. En försurning av Tjursbosjön skulle även kunna medföra att suspenderat till stor del förlorar sin kapacitet som bärarfaser för metaller. Detta innebär i sig att Tjursbosjön förlorar sin kapacitet att fungera som en sänka eller "sedimentationsbassäng". Sammantaget kan belastningen öka flerfaldigt. Idag ligger t.ex. i enbart de övre 30 cm av sedimenten cirka 68 ton koppar och 13 ton kobolt upplagrade. Om 40 % av dessa mobiliseras orsakar det en ökning jämfört med årstransporten ut från gruvan med mellan 76-136 ggr.

Hur stor är då denna risk? I närheten av Gladhammar, t.ex. i närheten av Ankarsrum, finns idag sjöar som kalkas regelbundet med statliga bidrag. Några av dessa sjöar är Hällsjön, Skinnsjön, Storsjön och Tyreln. Alkaliniteten och pH upprätthålls i dessa sjöar på konstgjord väg genom kalkning. Det lägsta pH-värdet som uppmätts i dessa sjöar ligger på omkring 5,1. Till detta ska läggas att Tjursbosjön är en källsjö samt att moränen i omgivningen är sur. Neutralisationspotentialen ligger under 5 kg CaCO₃/ton material. Försurningsrisken ska således inte helt försummas. Idag ligger t.ex. alkaliniteten i sjön runt 0,1 mekv/l d.v.s. på gränsen till att bli sur.

Ytterligare en framtida risk är faktiskt en risk som kan uppkomma vid en efterbehandling av gruvområdet om sedimenten inte åtgärdas. Idag är bottenvattnen i Tjursbosjön delvis syresatta året runt, vilket medför en begränsad löslighet för järn- och manganoxidhydroxider. En efterbehandling av gruvområdet medför på sikt en förbättring av vattenkvaliteten och därmed även en ökad primärproduktion. Denna ökade primärproduktion skulle på sikt kunna medföra att bottenvattnen under

perioder blir anoxiska. Därmed kan inte järn- och manganoxidhydroxiderna fungera lika effektivt som spärr.

Hur relevant är då denna risk? Den bedömning som görs är att denna risk inte bör beaktas och inte är betydande. Under en period kan detta kanske få en viss påverkan på metalltransporten och frigörelsen. På sikt bör dock en ökad sulfidbildning i sedimenten begränsa lösligheten och frigörelsen av metaller från sedimenten.

Till detta ska naturligtvis risken för att sedimenten börjar fungera som en källa enbart p.g.a. en ökad diffusion genom att halterna sjunker i sjövattnet läggas.

På längre sikt görs bedömningen att följande konsekvenser kan läggas:

- Möjlig försurning med ökad utlakning och metalltransport som följd. Detta skulle medföra en stor påverkan och stora risker på det nedströms liggande sjösystemet.
- Sedimenten börjar fungera som en källa p.g.a. minskade halter i sjövattnet efter en efterbehandling.

8. SAMLAD RISKBEDÖMNING

8.1. Bedömning av nuvarande miljö- och hälsorisker

Gruvan och avfallen utgör risker både ur humantoxikologisk och ekotoxikologisk synvinkel. Arsenikhalterna är höga i avfallen, framförallt varpen, lakresten och vaskmullen. Utav dessa tre material är det främst lakresten och vaskmullen som kan medföra risker för människor. Då är det framförallt risken vid intag av jord, men även hudkontakt som är dimensionerande. Slaggen, och framförallt den vid Hyttan utgör ingen humantoxikologisk risk. Halterna är dock så pass höga generellt att avfallen utgör ekotoxikologiska risker. Då är arsenik, koppar, kobolt, bly och även zink för slaggen dimensionerande.

Spridningen d.v.s. spridningen av föroreningar som orsakas av vittringen av avfallen och den interna vittringen av gruvan medför att Tjursbosjön kontaminerats. Spridningen är stor. I storleksordningen 430 kg koppar läcker årligen ut från gruvområdet och cirka 109 kg koppar sprids vidare från Tjursbosjön. Effekterna kan spåras vidare nedströms i systemet. Framförallt syns effekter i Ekenässjön och Kyrksjön, men även enligt äldre undersökningar i Maren. Halterna i sjövattnet, framförallt i Tjursbosjön, är höga (t.ex. omkring 71 µg/l koppar) och därmed även i sedimenten. I Tjursbosjön ligger de högsta kopparhalterna på cirka 2 % TS. Uppenbara ekotoxikologiska effekter finns i Tjursbosjön och dess sediment. Bottenfauna har uppvisat tydliga metallskador (skador på mundelar).

Tydliga och uppenbara konsekvenser finns således i dagsläget. Både human- och ekotoxikologiska är sannolika tillsammans med en uppenbar spridning nedströms i systemet och vidare ut till Östersjön. I framtiden är det inte osannolikt att även de nedströms belägna sjöarna kommer att uppvisa liknande störningar som Tjursbosjön idag.

Sammantaget bedöms gruvområdet utgöra en risk. Även det närliggande Sohlbergsfältet och slaggområdet vid Hyttan intill Torsfallsån bedöms utgöra risker. De mindre skärpningarna, Meijersgruvan och skärpningarna öster om Sohlbergsfältet utgör inga risker. Ryssgruvan bedöms även den vara en mindre risk. Tjursbosjön i sig är helt klart en risk. Sjön är idag skadad och kraftigt påverkad.

Riskerna idag anses som mycket stora för följande objekt:

- Gruvområdet vid Gladhammar
- Sohlbergsfältet
- Slaggområdet vid hyttområdet intill Torsfallsån
- Tjursbosjön

Alla objekten bör placeras i riskklass 1 enligt MIFO-modellen.

8.2. Riskreduktion – Nödvändig och motiverad

Riskbedömningen visar helt klart att avfallen samt Tjursbosjöns sediment utgör en risk.

Gruvan och avfallen utgör risker ur både humantoxikologisk och ekotoxikologisk synvinkel. Arsenikhalterna är höga i avfallen, framförallt i varpen, lakresten och vaskmullen. Utav dessa tre material är det främst lakresten och vaskmullen som kan medföra risker för människor. Då är det framförallt risken vid intag som är dimensionerande. Halterna är även så pass höga att avfallen utgör ekotoxikologiska risker. Då är arsenik, koppar, kobolt, bly och även zink för slaggen dimensionerande.

Spridningen d.v.s. spridningen av föroreningar som orsakas av vittringen av avfallen och den interna vittringen av gruvan medför att Tjursbosjön kontaminerats. Halterna i sjövattnet är höga och därmed även i sedimenten. Uppenbara ekotoxikologiska effekter finns i sjön och dess sediment. Effekter kan även konstateras i de nedströms belägna sjöarna, Ekenässjön och Kyrksjön.

Halterna i både avfall och sediment är betydligt högre än de naturliga bakgrundsvärdena.

För avfallen belägna vid stranden, uppe vid Käringryggen, vid Sohlbergsfältet och Hyttan vid Torsfallsån bedöms en riskreduktion krävas. Den riskreduktion som anses krävas bör syfta till att minska direktexponeringsriskerna, reducera källtermerna och/eller reducera spridningen till Tjursbosjön och nedströms liggande system.

Den högsta prioriteten bör främst att vara att reducera direktexponeringsriskerna för avfallen. Baserat på de beräknade referenskoncentrationerna så borde en lämplig *maximal* riskreduktion för att minska direktexponeringsriskerna och även minska de ekotoxikologiska effekterna för alla avfall på haltbasis för arsenik ligga i nivån 37 mg/kg TS, koppar på 190 mg/kg TS, kobolt, 240 mg/kg TS, bly på 290 mg/kg TS och zink 720 mg/kg TS. Styrande är då exponeringsvägarna intag av jord för arsenik och ekotoxikologiska risker för övriga element. Att nå dessa nivåer är i praktiken omöjlig utan att åtgärda alla avfall, vilket därmed även reducerar spridningen.

Läckaget från gruvan anses även behöva reduceras eftersom läckaget genom stollgången står för en stor del av det totala läckaget till Tjursbosjön.

En borttagning av avfallen och/eller reducering av källtermerna kommer på sikt att minska halterna i Tjursbosjöns vatten p.g.a. en minskad spridning. Halterna bör närma sig de naturliga bakgrundshalterna (omkring 4 µg/l), men sannolikt under lång tid ligga något högre (dock under 10 µg/l). Detta innebär dock inte någon direkt förbättring för sedimenten eftersom en vandring av element från djupare nivåer sker (diffusion). Halterna i ytsedimenten kommer att vara höga under mycket lång tid d.v.s. vara ekotoxiska. En rimlig riskreduktion för sedimenten vore således att reducera halterna till nivåer som mer speglar de naturliga förhållandena innan gruvdriften. Främst bör halterna av koppar, kobolt och bly reduceras till naturliga nivåer d.v.s. omkring 200 mg/kg TS för koppar, 80 mg/kg TS för kobolt och 26 mg/kg TS för bly (allt baserat på 90 percentiler för nivån 50-70 cm). Dessa nivåer anses mer spegla en naturlig bakgrund. Detta innebär i praktiken att de övre 30-40 cm av sedimenten tas bort. *Motivet till att föreslå åtgärder i Tjursbosjöns sediment är framför allt de ekotoxikologiska riskerna och risken för framtida metallspridning. De ekotoxikologiska riskerna och riskerna för en framtida spridning anses således även de motiverade att reducera.*

Eftersom Ekenässjön och Kyrksjöns halter är betydligt lägre och att dessa sjöar ligger nedströms det huvudsakliga objekt (gruvan) anses det inte motiverat att reducera riskerna för dessa sjöar. Riskreduktionen för dem är avhängig reduktionen i gruvområdet respektive Tjursbosjön.

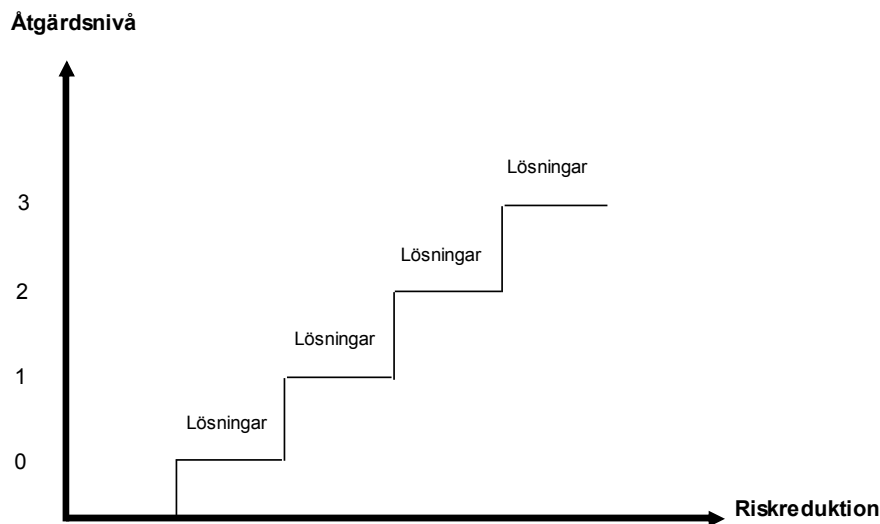
Den riskreduktion som anses krävas rör således följande objekt:

- Gladhammars gruvor ("Käringryggen")
- Avfallen i gruvområdet (varp, vaskmull, lakrest och slagg)
- Sohlbergsfältet (dränerar till Kyrksjön)
- Slaggområdet vid Hyttan intill Torsfallsån (dränerar till Hyttegöl d.v.s. inte Tjursbosjön)
- Sedimenten i Tjursbosjön

8.3. Förslag på åtgärdsnivåer och övergripande åtgärds mål

Styrgruppen har fastställt övergripande åtgärds mål. Åtgärds målen har sedan bearbetats av projektgruppen som delat in dessa i sex tänkbara åtgärdsnivåer. Ökande åtgärdsnivå motsvarar en högre grad av riskreduktion. Åtgärdsnivåerna kan ses som en trappa, vilket kan exemplifieras med figur 7. Med en ökande åtgärdsnivå uppnås även en ökande grad av riskreduktion. Vid den högsta nivån uppnås den maximala riskreduktionen d.v.s. åtgärder avseende reducering av direktexponeringsrisker, ekotoxikologiska risker samt nuvarande spridning och framtida risker för systemet genomförs. Inom varje åtgärdsnivå finns utrymme för olika åtgärder och tekniska lösningar. För att det ska vara motiverat med en ökande åtgärdsnivå för en enskild eller grupp av åtgärder eller tekniska lösningar måste det föreligga en betydande riskreduktion avseende miljö eller hälsa. Detta betyder att det inom varje åtgärdsnivå kan finnas flera olika lösningar med viss variation avseende riskreduktion, dock inte några *betydande* skillnader.

Detta angreppssätt har valts för att kunna tydliggöra sambanden mellan olika åtgärder för de olika delområdena samt graden av riskreduktion och måluppfyllelse (avseende de övergripande åtgärds målen). En annan fördel är att denna modell medger separata åtgärds mål för olika åtgärdsnivåer.



Figur 7. Sambandet mellan åtgärdsnivåer, riskreduktion och olika lösningar.

Varje åtgärdsnivå har därmed tilldelats ett eller flera tillhörande övergripande åtgärds mål. Grundläggande för åtgärds målen har varit att begränsa miljö- och hälsoriskerna avseende gruvavfallen vid gruvområdet samt minska belastningen på nedströms liggande sjösystem. Den markanvändning som beaktats är den nuvarande d.v.s. ingen nybyggnation nära gruvområdet.

8.3.1. Åtgärdsnivåer

Sex tänkbara åtgärdsnivåer med tillhörande åtgärds mål har utarbetats:

Åtgärdsnivå 0

Nollalternativet innebär att inga åtgärder vidtas vare sig för gruvområdet eller för Tjursbosjön. Hälsoriskerna kommer att kvarstå liksom effekter på ekosystemen. På längre sikt kommer nollalternativet sannolikt också att medföra en ökad påverkan på ekosystemen längre nedströms i systemet.

Kulturmiljön bevaras intakt.

Åtgärdsnivå 1

Den lägsta åtgärdsnivån innebär att området förklaras som miljöriskområde. Detta innebär att planinstrument utnyttjas för att införa restriktioner för utnyttjande av gruvområdet och Tjursbosjön, främst riktade mot utnyttjande av området för bad och rekreation.

Hälsoriskerna kommer att minska men vara beroende av övervakning. Effekterna på ekosystemen kvarstår. På längre sikt kommer nollalternativet sannolikt också att medföra en ökad påverkan på ekosystemen längre nedströms i systemet.

Kulturmiljön bevaras intakt. Framtida övervakning krävs.

Åtgärdsnivå 2

I detta alternativ vidtas åtgärder för att begränsa spridningen till systemet nedströms Tjursbosjön. Alternativet innebär också att åtgärderna för åtgärdsnivå 1 vidtas. Hälsoriskerna kommer därmed att minska men vara beroende av övervakning på samma sätt. Effekterna på ekosystemen kommer att kvarstå i Tjursbosjön. På längre sikt kommer detta alternativ sannolikt att medföra en minskande påverkan på systemen nedströms Tjursbosjön.

Kulturmiljön bevaras intakt. Framtida övervakning samt drift- och underhåll av en reningsanläggning krävs.

Åtgärdsnivå 3

På denna nivå finns två tänkbara åtgärdsalternativ. Det första (a) innebär att de viktigaste kulturvärdena sparas men kommer också att kräva framtida insatser för underhåll och drift av en reningsanläggning. Det andra alternativet (b) innebär att behovet av drift och underhåll bortfaller men att kulturvärdena spolieras.

Spridningen från gruvområdet inklusive avfall vid Tjursbosjöns strand begränsas. Hälsoriskerna reduceras men elimineras inte helt. Behovet av restriktioner begränsas till utnyttjande av Gruvviken för bad. Effekterna på ekosystemen kommer att vara begränsade till Tjursbosjöns sediment medan effekterna i gruvområdet beror på val av åtgärdsalternativ. Halterna i Tjursbosjön kommer inte att motsvara de halter som kan anses naturliga för sjöar i närområdet utan sannolikt ligga cirka 2-3 ggr högre. Riskerna för en ökande påverkan i nedströmssystemet på längre sikt minskar dock.

Framtida övervakning krävs.

Åtgärdsnivå 4

På denna nivå finns precis som på den föregående, två tänkbara åtgärdsalternativ. Det första (a) innebär att de viktigaste kulturvärdena sparas men kommer också att kräva framtida insatser för underhåll och drift av en reningsanläggning. Det andra alternativet (b) innebär att behovet av drift och underhåll bortfaller men att kulturvärdena spolieras.

Denna åtgärdsnivå innebär att spridningen från såväl gruvområdet som Gruvviken begränsas. Hälsoriskerna elimineras och behovet av restriktioner bortfaller därmed helt. Effekterna på ekosystemen kommer att vara begränsade till Tjursbosjöns sediment utanför Gruvviken medan effekterna i gruvområdet beror på val av åtgärdsalternativ. Halterna i Tjursbosjön kommer inte att motsvara de halter som kan anses naturliga för sjöar i närområdet utan sannolikt ligga cirka något högre. Riskerna för en ökande påverkan i nedströmssystemet på längre sikt elimineras sannolikt helt.

Behovet av framtida övervakning bortfaller vid val av alternativ b.

Åtgärdsnivå 5

På denna nivå finns precis som på de två föregående, två tänkbara åtgärdsalternativ. Det första (a) innebär att de viktigaste kulturvärdena sparas men kommer också att kräva framtida insatser för underhåll och drift av en reningsanläggning. Det andra alternativet (b) innebär att behovet av drift och underhåll bortfaller men att kulturvärdena spolieras.

Denna åtgärdsnivå innebär att spridningen från såväl gruvområdet som Tjursbosjön begränsas så långt det är möjligt. Hälsoriskerna elimineras och behovet av restriktioner bortfaller därmed helt. Effekterna på ekosystemen i Tjursbosjön elimineras medan effekterna i gruvområdet beror på val av åtgärdsalternativ. Halterna i Tjursbosjön kommer att närma sig de halter som kan anses naturliga för sjöar i närområdet. Riskerna för en ökande påverkan i nedströmssystemet på längre sikt elimineras.

Behovet av framtida övervakning bortfaller vid val av alternativ b.

8.3.2. Övergripande åtgärds mål

Till varje åtgärdsnivå finns följande övergripande åtgärds mål:

Åtgärdsnivå 0.

Övergripande åtgärds mål: -

Åtgärdsnivå 1.

Övergripande åtgärds mål: Under förutsättning att restriktioner som innebär att gruvområdet och Gruvviken undantas från exploatering och friluftsliv efterlevs, skall människors fysiska hälsa inte kunna påverkas.

Åtgärdsnivå 2.

Övergripande åtgärds mål: Under förutsättning att restriktioner som innebär att gruvområdet och Gruvviken undantas från exploatering och friluftsliv efterlevs, skall människors fysiska hälsa inte kunna påverkas.

På sikt längre sikt skall effekterna av läckaget i nedströms liggande vattendrag minska.

Åtgärdsnivå 3.

Övergripande åtgärds mål: Under förutsättning att restriktioner som innebär att Gruvviken undantas från bad och exploatering efterlevs, skall människors fysiska hälsa inte kunna påverkas.

Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall minska.

På längre sikt skall effekterna av läckaget i nedströms liggande vattendrag minska.

Åtgärdsnivå 4.

Övergripande åtgärds mål: Riskerna för människors fysiska hälsa skall elimineras.

Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall minska.

Effekterna på bottenlevande organismer i Gruvviken skall reduceras.

På längre sikt skall effekterna av läckaget i nedströms liggande vattendrag elimineras.

Åtgärdsnivå 5.

Övergripande åtgärds mål: Riskerna för människors fysiska hälsa skall elimineras.

Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall på sikt elimineras.

Effekterna på bottenlevande organismer i Tjursbosjön skall på sikt reduceras.

På längre sikt skall effekterna av läckaget i nedströms liggande vattendrag elimineras.

9. REFERENSER

ATSDR (1995) Zinc CAS# 7440-66-6. Agency for toxic substances and disease registry.

ATSDR (1999) Lead CAS# 7439-92-1. Agency for toxic substances and disease registry.

ATSDR (2001) Cobalt CAS# 7440-58-8. Agency for toxic substances and disease registry.

ATSDR (2002) Copper CAS# 7440-48-4. Agency for toxic substances and disease registry.

ATSDR (2003) Nickel CAS# 7440-02-0. Agency for toxic substances and disease registry.

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

Bradberry S.M., Beer S.T., Vale J.A UKPID Monograph Bismuth. IPCSIntox Databank (2005).

CCME (2003) Canadian Environmental Quality Guidelines. Update 2003. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Coston J.A, Fuller C.C., Davis J.A (1995) Pb²⁺ and Zn²⁺ adsorption by a natural aluminium and iron bearing surface coating on an aquifer sand. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59:3535-3547.

Duffus J.H. (2002) Heavy metals – A meaningless term? *Pure Applied Chemistry* 74:793-807.

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.

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

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.

Johansson Å. och Willaredt J. (1992) Metallutlakning från Gladhammars gruva – Påverkan på nedströms belägna sjöar. Examensarbete. Högskolan i Kalmar.

Karim MD.M. (2000) Arsenic in groundwater and health problems in Bangladesh. *Water Research* 34:304-310.

Kim M-J, Nriagu J. (2000). Oxidation of arsenite in groundwater using ozone and oxygen. *The Science of the Total Environment*. 257:71-79.

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.

Kooner Z.S. (1993) Comparative study of adsorption behaviour of copper, lead, and zinc onto goethite in aqueous systems. *Environmental Geology*. 21:242-250.

Nordstrom D. K. (1982) The effect of sulfate on aluminum concentrations in natural waters: some stability relations in the system Al₂O₃-SO₃-H₂O at 298 K *Geochimica et Cosmochimica Acta* 46:681-692.

Ontario Ministry of the Environment (2001) Ontario Ministry of the Environment programs and initiatives Fact Sheet – Cobalt in the Environment.

Projekt Gladhammars gruvor (2005a) Systemförståelsen för Gladhammars gruvor och närområdet - Beskrivning av massbalanser och spridningsmekanismer vid Gladhammars gruvor och sjöarna nedströms gruvområdet. Projekt Gladhammars gruvor rapport 2005:08.

Randahl H., Dock L., Christiansson J. (1997) Molybden, vanadin, vismut – Förekommande halter och effekter på miljö och hälsa. Naturvårdsverket Rapport 4762.

RIVM (1999) Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU directive 76/464/EEC.

Ruby M.V., Shoof R., Brattin W., Goldade M., Post G., Harnois M., Mosby DE., Casteel S.W., Berti W., Carpenter M., Edwards D., Cragin D., Chappell W. (1999) Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science and Technology* 33:3697-3705.

Skogsvårdsstyrelsen (2004) www.svo.se

Stoltz E. (2004) Phytostabilisation – use of wetland plants to treat mine tailings. Doktorsavhandling Stockholms Universitet.

Stoltz E., Greger M. (2002) Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47:271-280.

Suter, G.W. , II, C.L. Tsao. (1996) Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 104pp. ES/ER/TM-96/R2.

Victorin K., Dock L., Vahter M., Ahlborg U.G. (1990) Hälsoriskbedömning av vissa ämnen i industrikontaminerad mark. Institutet för miljömedicin (IMM), Karolinska institutet. IMM-rapport 4/90.

WHO (1993) Guidelines for drinking water quality 2nd Ed.

WHO (2003a) Arsenic in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/03.04/75.

WHO (2003b) Barium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality, WHO/SDE/WSH/03.04/76.

WHO (2003e) <http://www.who.int>, 2003-11-05.

WHO (2004a) Copper in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality, WHO/SDE/WSH/03.04/88.

WHO (2004b) Nickel in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality, WHO/SDE/WSH/04.08/123. Draft for review and comments.

Öhlander B., Ljungberg J., Holmström H. (2001) Desorption of metals retained secondarily after release by sulphide oxidation; the main mechanism for groundwater contamination in the tailings at the laver mine, northern Sweden. *GFF* 123:153-162.