



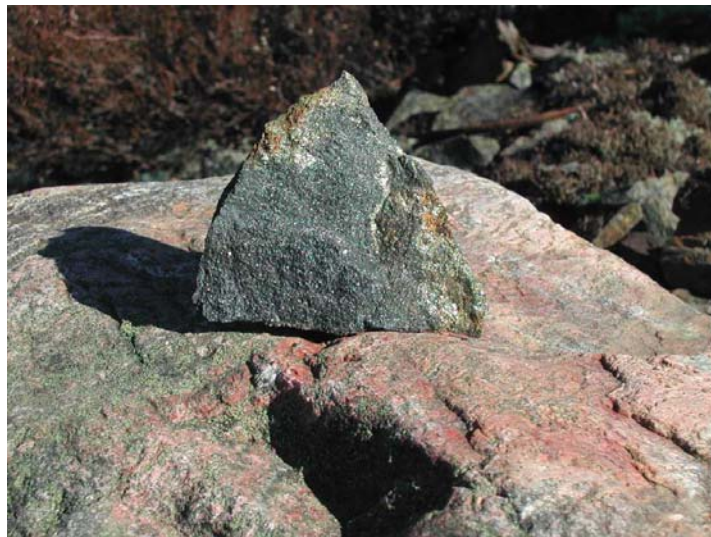
VÄSTERVIKS
KOMMUN



Projekt Gladhammars gruvor

Effekter av äldre koppar- och koboltbrytning
Systempåverkan och möjliga åtgärder

Sammanfattande huvudstudierapport



Västervik
2005-10-20

Projekt Gladhammars gruvor, rapport 2004:01

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 Naturvårdsverkets 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. Ansvar 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 förorenings-spridningen 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 Christer Ramström och Christer Hermansson, Västerviks kommun samt Henrik Eriksson, Henning Holmström och Pär Elander Envipro Miljöteknik AB.

Nästa åtgärd som studerats (åtgärdsnivå 2) är etablering av en reningsanläggning vid Tjursbosjöns utlopp. Med en sådan åtgärd bör den fortsatta spridningen till nedströmssystemet kunna begränsas så att vidare spridning av effekterna kan stoppas. Miljön i Tjursbosjön offras däremot. Utredningen har dock visat att denna åtgärd medför höga kostnader, i storleksordningen 140 Mkr, i förhållande till den begränsade miljönytta som kan erhållas.

Åtgärdsnivå 3 omfattar åtgärder för att reducera spridningen från gruvområdet, varvid reningsanläggningen från nivå 2 utgår. Dessa åtgärder kan antingen innebära:

- a) uppgrävning och deponering av allt avfall på land avfall i en lokal deponi samt pluggning av gruvschakt m.m. eller
- b) uppgrävning och borttransport av avfallet vid Tjursbosjöns strand till en extern deponi kombinerat med uppsamling och behandling av gruvvatten och lakvatten från Holländarefältet.

Båda dessa åtgärdsmetoder bedöms ge hög effektivitet i förhållande till investeringskostnaden. Risker för människors hälsa bedöms i praktiken bli eliminerad medan miljöeffekterna begränsas även om de inte elimineras. Lösningar som innebär uppsamling och behandling av lakvatten har fördelen att de kan utformas så att ingreppen i kulturmiljön blir liten, men innebär också ett betydligt större behov av framtida drift- och underhåll. Kostnaderna för alternativet uppgrävning och deponering samt pluggning av gruvan bedöms vara i storleksordningen 30-40 Mkr, medan kostnaderna för uppsamling och behandling av lakvatten bedöms uppgå till i storleksordningen 50-60 Mkr. Av den senare kostnaden utgörs dock ca 15 Mkr av en fondering som skall täcka framtida drift- och underhållskostnader samt reinvesteringsbehov i reningsanläggningen.

Om läckaget från gruvområdet begränsas på detta sätt kommer metallhalterna i Tjursbosjöns vatten att minska vilket påverkar utbytesprocesserna med sedimenten. Sannolikt kommer sedimentens nuvarande funktion som metallfälla att upphöra när halterna i vattnet minskar, för att i stället utgöra en källa till spridning. Sammantaget bedöms detta innebära att transporten av metaller från Tjursbosjön till nedströmssystemet kommer att minska som en följd av åtgärderna inom gruvområdet, dock inte i samma utsträckning som läckaget från gruvområdet till sjön reduceras. Huruvida reduktionen kommer att vara tillräcklig för att riskerna för påverkan på sedimentmiljön i nedströmssystemet inte skall fortsätta att öka på lång sikt är oklart. I Tjursbosjön kommer effekterna i sedimentmiljön att kvarstå, medan effekterna i vattenmiljön sannolikt elimineras även om halterna fortfarande kommer att vara betydligt högre än bakgrundshalterna.

På åtgärdsnivå 4 kompletteras de åtgärder som vidtas på nivå 3 med omhändertagande av avfall under vatten och muddring av de förorenade sedimenten i Gruvviken, där de högsta föroreningshalterna finns. Denna utökning av åtgärderna innebär att riskerna för en ökande påverkan i nedströmssystemets sedimentmiljöer sannolikt elimineras. Halterna i Tjursbosjöns vatten skulle sjunka men sannolikt fortfarande vara ungefär dubbelt så höga som den naturliga bakgrundshalten och effekterna i Tjursbosjöns sedimentmiljö kvarstå. Den troliga totalkostnaden för åtgärderna bedöms öka med minst ca 100 Mkr, till i storleksordningen 150-200 Mkr beroende på valet av åtgärdsalternativ. Skillnaden mellan alternativen beror på, förutom vilken typ av åtgärder som tillämpas inom gruvområdet, vilken typ av deponi som används för omhändertagande av avfall och sediment. De alternativ som medför lägst kostnader innebär deponering i Gruvviken, vilket innebär att ett särskilt tillstånd till avsteg från förordningen om deponering måste erhållas. De alternativ som medför högre kostnader innebär att en deponi anläggs på land på ett sådant sätt att alla krav enligt deponeringsförordningen innehålls. Från miljösynpunkt bedöms dock den mindre kostnadskrävande deponeringen under vatten som minst lika gynnsam.

På åtgärdsnivå 5, slutligen, ökas muddringsomfattningen till att omfatta de förorenade sedimenten i hela Tjursbosjön. Därmed begränsas läckaget så långt som möjligt, halterna i Tjursbosjöns vatten kommer att närma sig bakgrundshalterna och riskerna för miljön elimineras helt såväl i Tjursbosjön som i nedströmssystemet. Den troliga totalkostnaden för dessa åtgärder bedöms till 360-420 Mkr

beroende på val av åtgärder inom gruvområdet och lokalisering och utformning av deponin för avfall och förorenade sediment.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	7
2.	SYFTE, MÅLSÄTTNING OCH AVGRÄNSNING	7
2.1	SYFTE	7
2.2	MÅLSÄTTNING	7
2.3	AVGRÄNSNING	7
3.	HISTORIK OCH TIDIGARE GRUVVERKSAMHET	7
4.	OMRÅDESBESKRIVNING	8
4.1	LOKALISERING OCH ALLMÄN BESKRIVNING AV GRUVOMRÅDET	8
4.2	KULTURMILJÖ OCH KULTURMILJÖASPEKTER	9
4.3	BESKRIVNING AV TOPOGRAFI, GEOLOGI OCH GEOHYDROLOGI	10
4.3.1	<i>Topografi</i>	10
4.3.2	<i>Naturmiljö</i>	10
4.3.3	<i>Geologi</i>	11
4.3.4	<i>Hydrologi och Geohydrologi</i>	11
4.4	NUTIDA OCH FRAMTIDA MARKANVÄNDNING	12
5.	GRUVAVFALL OCH SJÖSEDIMENT – OLIKA PROCESSER	12
5.1	GRUVAVFALL	12
5.2	SJÖSEDIMENT	13
6.	TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR	14
6.1	TIDIGARE KEMISKA UNDERSÖKNINGAR	14
6.2	TIDIGARE BIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR	14
7.	UNDERSÖKNINGAR INOM RAMEN FÖR HUVUDSTUDIEN	14
8.	RESULTAT	16
8.1	INVENTERING OCH KARTERING AV GRUVAVFALL	16
8.2	GEOKEMISKA UNDERSÖKNINGAR – GRUVOMRÅDET OCH HYTTAN	18
8.2.1	<i>Gruvavfall</i>	18
8.2.2	<i>Grundvatten</i>	21
8.2.3	<i>Ytvattendrag</i>	22
8.2.4	<i>Vatten i gruvorna, stollgången samt ytavrinning</i>	23
8.2.5	<i>Brunnsvatten</i>	24
8.3	SJÖAR – SEDIMENT OCH VATTENKVALITET	25
8.3.1	<i>Tjursbosjön</i>	25
8.3.2	<i>Ekenässjön</i>	27
8.3.3	<i>Kyrksjön</i>	28
9.	MASSBALANS	28
9.1	TJURSBOSJÖN	28
9.2	SJÖSYSTEMET NEDSTRÖMS TJURSBOSJÖN	30
9.3	HYTTAN (TORSFALLSÅN)	31
10.	RISKBEDÖMNING	32
10.1	METOD	32
10.2	FÖRORENINGSKÄLLOR – IDAG OCH I FRAMTIDEN	33
10.2.1	<i>Beskrivning av föroreningar</i>	33
10.2.2	<i>Beskrivning av källtermer</i>	33
10.2.3	<i>Läckage från källan – beskrivning av huvudsakliga mekanismer</i>	34

10.2.4	<i>Källbarriärer – naturliga processer som förhindrar transport från källan</i>	35
10.3	NUVARANDE OCH FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR	36
10.3.1	<i>Beskrivning av transportvägar</i>	36
10.3.2	<i>Spridning från källorna – gruvområden och sediment</i>	36
10.3.3	<i>Transportbarriärer – mekanismer som förhindrar vidare transport i systemet</i>	37
10.4	SKYDDSOBJEKT	37
10.4.1	<i>Beskrivning av skyddsobjekt</i>	37
10.4.2	<i>Exponeringsvägar</i>	38
10.5	KONSEKVENSER IDAG	39
10.6	KONSEKVENSER I FRAMTIDEN	40
10.7	SAMLAD RISKBEDÖMNING	41
10.7.1	<i>Bedömning av nuvarande miljö- och hälsorisker</i>	41
10.7.2	<i>Riskreduktion – nödvändig och motiverad</i>	42
11.	ÅTGÄRDSUTREDNING	42
11.1	ÅTGÄRDSNIVÅER OCH ÅTGÄRDSMÅL	42
11.2	ÅTGÄRDSMETODER	44
11.2.1	<i>Skyddsbarriärer – restriktioner m.m.</i>	44
11.2.2	<i>Transportbarriärer – rening av vatten</i>	45
11.2.3	<i>Källbarriärer - gruvavfall</i>	46
11.2.4	<i>Källbarriärer - gruvan</i>	46
11.2.5	<i>Källbarriärer – förorenade sediment</i>	47
11.2.6	<i>Behandling av förorenade massor</i>	48
11.2.7	<i>Avvattning av muddermassor</i>	49
11.2.8	<i>Deponering</i>	50
11.3	ÅTGÄRDSFÖRSLAG	51
11.3.1	<i>Nivå 1 - Områdesrestriktioner m.m.</i>	52
11.3.2	<i>Nivå 2 - Åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp</i>	52
11.3.3	<i>Nivå 3 - Åtgärder inom gruvområdet</i>	53
11.3.4	<i>Nivå 4 - Åtgärder inom gruvområdet och i Gruvviken</i>	53
11.3.5	<i>Nivå 5 – Fullständig efterbehandling</i>	54
12.	REFERENSER	55

Bilagor

1. Sammanställning av åtgärdsalternativ med preliminär kostnadsberäkning

1 INLEDNING

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 har varit att utreda möjligheterna för att minska miljöbelastningen av tungmetaller, framför allt koppar och kobolt från gruvfältet, till intilliggande sjösystem. Inom ramen för huvudstudien har det genomförts omfattande undersökningar av förekomst och spridning av främst tungmetaller från gruvavfall och sediment, möjligheten till åtgärder m.m. Även de kulturhistoriska värdena har utretts.

2. SYFTE, MÅLSÄTTNING OCH AVGRÄNSNING

2.1 Syfte

Syftet med denna rapport är att sammanfatta alla delrapporter förutom ansvarsutredning och riskvärdering till en enda sammanfattande huvudstudierapport. Denna rapport kan ses som en utökad sammanfattning av huvudstudien för projekt Gladhammars gruvor.

2.2 Målsättning

Målsättningen med föreliggande rapport är att sammanfatta det viktigaste datamaterialet och de viktigaste slutsatserna som tagits fram inom Projekt Gladhammars gruvor. Alla resultat och slutsatser i denna rapport är hämtade ur den information som finns i projektets delrapporter.

2.3 Avgränsning

Föreliggande rapport behandlar inte riskvärdering, ansvarsutredning, planering och förberedelser inför framtida åtgärder samt miljökontrollprogram. Dessa avsnitt återfinns i egna rapporter och PM.

3. HISTORIK OCH TIDIGARE GRUVVERKSAMHET

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

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

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

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

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

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

4. OMRÅDESBESKRIVNING

4.1 Lokalisering och allmän beskrivning av gruvområdet

Gladhammars gruvfält ligger cirka 12 km sydväst om Västervik, cirka 2 km väster om Gladhammar och Lunds by (figur 1). Större delen av gruvorna ligger på en höjd, Käringryggen, cirka 100-200 m från Tjursbosjön. Nedanför gruvorna går en vandringsled, Tjustleden, längs sjöstranden. Leden går alldeles bland de kvarlämnade avfallen. Området runt gruvorna och Lunds by i närheten av Gladhammar är ett populärt rekreationsområde och är även ett riksintresse för kulturmiljön och kulturminnesskyddat. Området är dock inte klassat som ett riksintresse när det gäller friluftslivet.



Figur 1. Karta över området kring Gladhammars gruvfält. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din Karta™.

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

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

4.2 Kulturmiljö och kulturmiljöaspekter

Gladhammars gruvområde har ett högt kulturhistoriskt värde. Området utgör fast fornlämning och är en del av ett riksintresseområde för kulturmiljövården. Gruvområdet hyser spåren av en månghundraårig industriell verksamhet och är en av de äldsta industriellt präglade platserna i Kalmar län. I gruvområdet återfinns ett rikt och varierat spektrum av lämningar som tillkommit ur gruv- och bruksverksamheten. Gruvornas historia innehåller många drag som kan ses som typiska för svensk bergsnäring under olika tidsskeden. Gruvområdet är ett av de största och historiskt mest intressanta i ett område där bergsnäringen utgör en del av och en bakgrund till den fortsatta industriella utvecklingen in i vår egen tid. Gladhammars gruvor utgjorde under 1700-talet en del av ett regionalt bruksimperium och en större bruksregion.

Det stora tidsdjupet, variationen i lämningstyper, den historiska representativiteten och de regionala sammanhangen stärker både de vetenskapliga och de upplevelsemässiga värdena vid Gladhammars gruvor och bidrar till att en mångfald av berättelser kan ta sin utgångspunkt i gruvmiljön.

Miljön har även i övrigt många goda förutsättningar för att utvecklas som besöksmål. Eftersom miljöns upplevelsevärden är begränsade, krävs det dock troligen att en besöksgruva iordningställs för att Gladhammarsfältet skall fungera som ett självständigt och starkt besöksmål.

Själva gruvorna, stollgången, gråbergsvärpen och den bevarade arbetarbostaden besitter höga eller mycket höga kulturhistoriska värden av både upplevelsemässig och vetenskaplig art. Även slaggvarp och husgrunder har stora vetenskapliga värden, men deras kulturhistoriska värden begränsas av deras lägre upplevelsevärden. Äldre väg- och kanalsystem inom området äger vissa kulturhistoriska värden, främst av upplevelsekaraktär. Avfallen i sjön och de 1900-talslämningar som finns inom området tillmäts ett relativt lågt kulturhistoriskt värde.

Den kulturhistoriska utredningen påpekar följande punkter, vilka har betydelse vid en eventuell efterbehandling av gruvområdet:

- Vid en eventuell efterbehandling av gruvområdet bör man främst värna om de äldsta beståndsdelarna av kulturmiljön, om den mångfald av lämningstyper som finns inom området, samt om de delar av miljön som besitter de starkaste upplevelsevärdena.
- Då mångfalden av lämningstyper ses som central för gruvområdets övergripande kulturhistoriska värde bör man undvika att helt utradera någon lämningstyp vid efterbehandlingen.
- Det är ur antikvarisk synvinkel lämpligt att genomföra åtgärderna selektivt, så att vissa områden lämnas utan åtgärd. Holländarefältet, i synnerhet dess nordvästra del, utgör ett kulturhistoriskt kärnområde med en mängd olika lämningstyper som representerar gruvområdets hela driftstid. Utredningen pekar även ut ett centralt beläget parti av Sohlbergsfältet med stora kulturhistoriska kvaliteter.

4.3 Beskrivning av topografi, geologi och geohydrologi

4.3.1 Topografi

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

4.3.2 Naturmiljö

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

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

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

längs Tjursbosjöns sydvästra strand. Området är på 3,3 ha och är klassat som en nyckelbiotop enligt Skogsvårdsstyrelsen. 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).

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

4.3.3 Geologi

Området vid Gladhammars gruvor ingår i Västerviksformationen som har sin utbredning från Västerviks skärgård till nordväst om Gamleby. Formationen består av främst kvartsit som är en omvandlad sandsten. Den är kraftigt veckad och olika former av ren kvartsit till fältspatrika och leriga sandstenar förekommer. Kvartsiten i området har även inlagringar av amfiboliska bergarter, sannolikt äldre basiska lavar och gångar. Den malmförande zonen byggs till största delen upp av grovkornig kvartsit som lokalt har sin utbredning från nordväst om Fårhult mot ostsydost förbi Gladhammar kyrka. Själva mineraliseringen består av järn-, koppar- och koboltmalm.

De mineral som förekommer, förutom pyrit (FeS_2), är framför allt kopparkis (CuFeS_2), koboltglans (CoAsS) och magnetit (Fe_2O_3). Vanligt förekommande är också andra sulfidmineral innehållande (förutom koppar, kobolt och järn) nickel, vismut och bly (Johansson och Willaredt, 1992). I övrigt påträffas även bornit (Cu_3FeS_4), linneit (Co_2S_4), zinkblände (ZnS), blyglans (PbS), molybdenglans (MoS_2) och olika sulfosalter, bl.a. innehållande vismut (Johansson, 1924, Tegengren, 1924, Welin, 1966). Gråberget innehåller främst kvarts, klorit, amfibol och biotit (Welin, 1966).

Enligt den geologiska kartan löper en tektonisk zon längs Tjursbosjöns västra sida och söderut i nord-sydlig riktning. Öster om gruvområdet löper en nordvästlig-sydöstlig tektonisk zon genom Gladhammars samhälle och vidare mot Fårhult.

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

4.3.4 Hydrologi och Geohydrologi

Årsmedelnederbörden under perioden 1961-1990 uppgick till 532 mm vid SMHIs station i Västervik (SMHI, 1991). Den största nederbördsmängden faller normalt under sommar och höst. Mest nederbörd faller normalt under juli. Årsmedeltemperaturen för perioden 1961-1990 var +6,5°C och varmaste

månaden är även den normalt juli. Under perioden december-februari ligger normalt temperaturen under 0°C och all nederbörd faller således som snö.

Årsmedelavrinningen av yt- och grundvatten i området uppgår enligt SMHI (1994) till 152 mm vilket motsvarar ett flöde på 4,8 l/s per km². Angivet flöde är ett beräknat medelvärde inom kartbladet och den faktiska avrinningen i ett speciellt område beror på lokala förutsättningar och varierar mellan olika år samt beroende på årstid.

Eftersom fyndigheterna i Gladhammar främst ligger högt uppe på en sluttning utgör de till största delen ett inströmningsområde. Avrinningen sker mot Tjursbosjön i väster, dels som ytavrinning på berg, dels som grundvattenavrinning främst via två jordfyllda sänkor samt via berggrund. En betydande del av ytavrinningen på berg sker genom varphögar. Berggrunden dräneras i huvudsak av gruvan och dess stollgång. Två jordfyllda sänkor omsluter i princip hela det studerade gruvområdet och grundvattennivån styrs här av bergytans nivå. Utflödet av grundvatten (basflödet) har uppmätts till 20 l/min. I samband med nederbörd uppkommer en kraftig men kortvarig flödesökning som i huvudsak kan förklaras av nederbörd direkt över schaktöppningar samt ytavrinning på berget mot schaktöppningarna. I samband med ett större regn sommaren 2005 uppmättes kortvarigt flödet i stollgången till hela 600 l/min.

Tjursbosjön ligger överst i det vattensystem som är recipient för utsläppen från gruvområdet. Sjön har en yta på ca 120 ha och ett avrinningsområde på cirka 9,7 km². Medeldjupet är enligt genomförda sjömätningar ca 10 m och maxdjupet 26 m (Myrica AB, 2004). Inom avrinningsområdet ligger större delen av alla gruvhål och avfall.

Nedanför liggande sjöar i vattensystemet är i tur och ordning Ekenässjön, Kyrksjön och Maren. Tjursbosjöns utlopp är naturligt och rinner genom ett våtmarksområde till Ekenässjön. Från Ekenässjön rinner vattnet via en bäck, till Kyrksjön. Denna bäck är fördjupad genom grävning. Bäckens mellan Ekenässjön och Kyrksjön mottar ytterliggare tillskott av metaller från gruvområdet via Sohlbergsbäcken. Från Kyrksjön sker vidare avrinning till Botorpsströmmens huvudfåra i Maren.

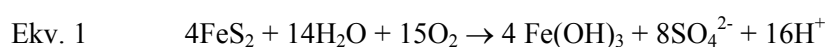
4.4 Nutida och framtida markanvändning

Markanvändningen idag är både boende och rekreation. Ett permanentboende med dricksvattenbrunn finns alldeles invid gruvområdet. Området utnyttjas för rekreation bland annat genom att Tjustleden passerar genom gruvområdet.

5. GRUVAVFALL OCH SJÖSEDIMENT – OLIKA PROCESSER

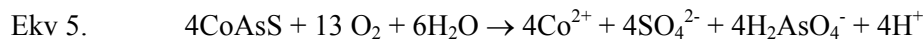
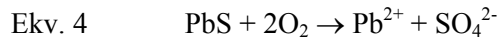
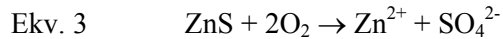
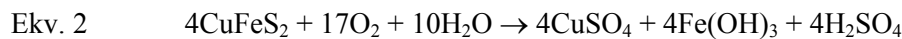
5.1 Gruvavfall

Grunden till gruvavfallsproblematiken är vittring av sulfidmineral. Den vanligaste sulfiden i gruvavfall är pyrit. Så länge pyriten ligger orörd i berggrunden utgör den inget problem. Men när berget bryts och exponeras mot luftens syre så börjar sulfiderna att oxidera och därmed brytas ned. Oxidationen av pyrit sker i flera olika steg och resulterar bland annat i en svavelsyraproduktion. Oxidationen kan sammanfattas med följande ekvation (bland annat Singer och Stumm, 1970; Banks *et al.*, 1995):

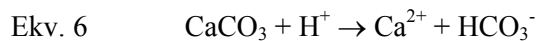


I avfallet vid Gladhammars gruvor förekommer även andra sulfidmineral. Dessa, exempelvis kopparkis, zinkblände, blyglans och koboltglans oxideras också av luftens syre. Oxidation och upplösning av dessa mineral frigör tungmetaller, vilket exemplifieras i ekvation 2-5. Vittringen av

kopparkis och koboltglans produceras också syra. Ingen syraproduktion sker däremot vid oxidation av zinkblände och blyglans.



Neutralisering av den syra som produceras genom oxidation av flera sulfidmineral kan ske med hjälp av buffring. I gruvavfall förekommer mineral med förmågan att konsumera protoner, så kallade buffrande mineral. Genom att dessa mineral kan motverka pH-sänkningar blir också de utlakade mängderna av tungmetaller mindre. I karbonathaltiga avfall kan pH ligga runt 7-8 fast andelen sulfidmineral i avfallen är mycket högt (ex.vis Holmström *et al.*, 1999). När gruvavfall vittrar och syra produceras neutraliseras den av det mineral som finns tillgängligt och som buffrar vid aktuellt pH. Karbonater eller i vardagstal kalk, är de främsta mineralen för neutralisering av syra. Ekvation 6 beskriver hur buffring av syra sker med hjälp av kalcit, vilket är ett vanligt förekommande karbonatmineral med buffrande förmåga. När karbonaterna förbrukats buffrar andra mineral, till exempel metallhydroxider/oxider och silikater.



De frigjorda metallernas transport från gruvavfallet till mark och vatten samt inom upplagen påverkas av ett antal olika processer, till exempel utfällningsreaktioner och adsorption (se till exempel Blowes och Jambor, 1990). De två huvudsakliga faktorerna som påverkar utfällnings- och upplösningsreaktioner är pH och redoxpotential (Benjamin och Honeyman, 2000). Utfällning av metaller sker om koncentrationen av dem i en lösning är hög, det vill säga lösningen är mättad. När metaller faller ut bildas sekundära mineral och metallerna blir immobiliserade, i alla fall under en tid. Det betyder att utfällningsreaktioner kan begränsa den lösta koncentrationen av metaller. Adsorption innebär att en metalljon binder till ett fast minerals yta utan att en ny utfällning bildas. Metalljonen blir då en del av partikeln och befinner sig således inte längre i lösning och dess rörlighet i mark och vatten begränsas.

5.2 Sjösediment

Sjösediment brukar generellt anses kunna fungera som ett historiskt arkiv som visar föroreningsbelastningen längre tillbaka i tiden (jmf. Ljungberg, 1999; Horowitz *et al.*, 1995). Detta kräver dock att sedimenten inte påverkats av andra faktorer som t.ex. bioturbation, resuspension eller mobilisering av föroreningar från djupare lager. Mobilisering och fastläggning av metaller som t.ex. koppar och kobolt i sediment regleras till stor del av redox-förhållandena, som i sin tur styr mangan, järn och svavels geokemi, pH i sedimenten samt i vattenpelaren och inte minst det organiska innehållet och den mikrobiella aktiviteten.

Något av stor vikt för geokemin i sjöar och sjösediment är hur järn- och mangan beter sig. Järn- och mangan bildar i naturen lätt järn- och manganoxidhydroxider (i vardagstal kallat "rost") som har en förmåga att binda till sig tungmetaller t.ex. kvicksilver (jmf. Johnson, 1986; Regnell *et al.*, 1997; Kooner, 1993; Howell och Bruce, 1995; Coston *et al.*, 1995; Düker *et al.*, 1995). Dessa oxidhydroxider kan således fungera som både sänkor och källor för föroreningar och framförallt begränsa diffusionen av föroreningar från sedimenten d.v.s. fungera som ett "lock". I en oxiderad miljö är järn- och manganoxidhydroxider stabila och kan fungera som sänkor. Vid övergången till syrefri, anoxisk miljö

under sedimentytan reduceras och upplöses oxiderna. Här kan därför en mobilisering av spårmetaller förväntas. Detta kan innebära att haltminskningen inte blir lika betydande i yt sedimenten trots att källan sedan länge lagts ned och inte längre är betydelsefull.

6. TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

6.1 Tidigare kemiska undersökningar

Följande kemiska undersökningar har tidigare genomförts vid Gladhammars gruvor. För utförligare beskrivningar hänvisas till respektive rapport.

- Johansson och Willaredt (1992) ”Metallutlakning från Gladhammar gruva – påverkan på nedströms belägna sjöar”.
- EcoChemica (2000) ”Gladhammars gruvor förstudie”.
- Västerviks kommun (2003) ”Gladhammars gruvfält, utökad förstudie”.

6.2 Tidigare biologiska undersökningar

Följande biologiska undersökningar har tidigare genomförts vid Gladhammars gruvor. För utförligare beskrivningar hänvisas till Projekt Gladhammars gruvor rapport 2004:14 eller Västerviks kommun (2003).

- Lithner och Hörnström (2000) ”Utvärdering av biologiska förhållanden i metallförorenade sjöar i Gladhammarområdet 1992-94 med användande av Bersbosjöar och opåverkade sjöar som jämförelsebas”.
- Widström (2000) ”Fisksammansättningen i Tjursbosjön och Ekenässjön och påverkan på fisksamansättningen i Tjursbosjön”.
- Hörnström (1999) “Phytoplankton in Swedish oligotrophic lakes, affected by acidification, metals and liming”.
- Kinsten (1990) ”Inventering av glacial-relikta kräftdjur i Kalmar län 1986”.
- Miljö- och hälsoskyddsnämndens § 43 1988. ”Redovisning av kvicksilveranalys av fisk från Ekenässjön och Tjursbosjön”.

7. UNDERSÖKNINGAR INOM RAMEN FÖR HUVUDSTUDIEN

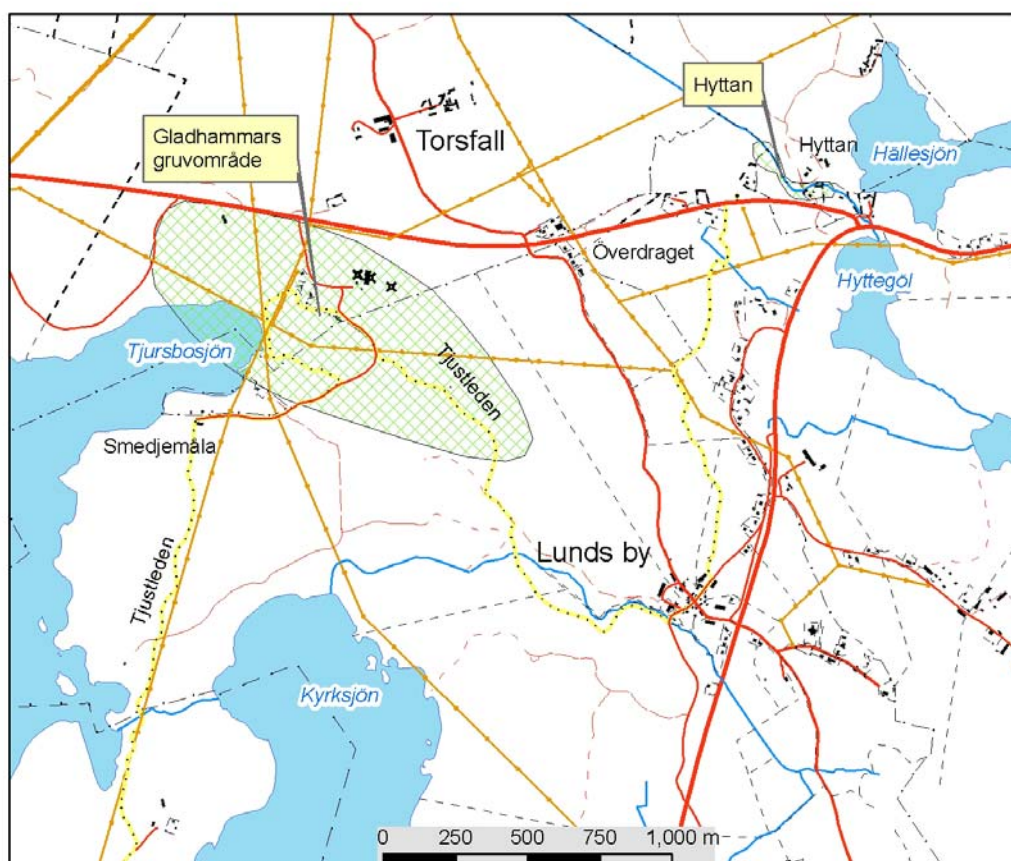
Provtagningarna inom Projekt Gladhammars gruvor har organiserats i ett referensprogram omfattande regelbundna provtagningar av grund- och ytvatten, samt undersökningar av sediment, suspendat, porvatten, avfall och biologiskt material undersökts. Till detta har även utredningar avseende geoteknik och åtgärder, geohydrologi och kulturmiljö genomförts. Under perioden har drygt 2250 prover tagits varav 1500 har analyserats. Sammanlagt har drygt 32 700 analys svar bearbetats inom ramen för huvudstudien. Undersökningsområdet kring det centrala gruvområdet presenteras i figur 2.

De regelbundna provtagningarna har genomförts månadsvis och omfattat grundvatten, ytvatten i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön, vattnet i stollgången, vattnet i Tjursbosjöns utlopp, Torsfallsån vid Hyttan (två punkter) och Sohlbergsbäcken. Till detta har vatten i gruvorna, ytvavrinning nedanför varphögarna, vatten i naturliga tillflöden till sjöarna, brunnsvatten analyserats. Ytvatten har även undersökts med hjälp av så kallade passiva provtagare (DGT).

I sjöarna har även sediment, porvatten och suspendat undersökts för att undersöka tillståndet och för att bygga upp en processförståelse. Föroreningsutbredningen i Tjursbosjöns sediment har undersökts separat genom en sedimentkartering (203 provpunkter).

Källtermen, gruvavfallet har undersökts genom provtagning och analys. Dessutom har de olika avfallstyperna utsatts för lakförsök, bland annat med syfte att kvantifiera vittringen. För att sätta halterna i avfallet i relation till den naturliga omgivningen har prover på morän tagits. Avfallens utbredning och karaktär har inventerats. Själva gruvorna och stollgången har undersökts genom fältbesök och genom upprättande av en tredimensionell gruvmodell.

Effektstudier har genomförts genom provtagning och analys av biologiskt material. Provtagningarna har omfattat fisk, bär och svamp. Vidare har även en bottenfaunaundersökning samt toxicitetstester utförts inom ramen för huvudstudien.



Figur 2. Undersökningsområdet kring de centrala delarna av Gladhammars gruvor samt Hyttan. Copyright Lantmäteriet, utdrag ur Fastighetskartan, Västerviks kommun.

Den geohydrologiska undersökningen genomfördes för att bedöma effekterna av olika åtgärder för gruvområdet, t.ex. en tätning av stollgången. Syftet var också att klarlägga den hydrauliska konduktiviteten, gradienten och kommunikationen i berggrunden och jordmassorna, främst runt Holländarefältet. Undersökningarna omfattade kartering och tester, vattenbalansberäkningar och upprättande av en hydrogeologisk modell.

Förutom den geohydrologiska utredningen och sedimentkarteringen har ytterliggare åtgärdsinriktade undersökningar genomförts. Dessa omfattade geotekniska undersökningar för att bedöma möjligheterna till passiv rening, utprovning av lämpliga filtermaterial för en eventuell reningsanläggning, upprättande av bottennivåkartor för Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön, samt en lokalisering utredning.

Eftersom Gladhammars gruvområde är kulturminnesskyddat har även en kulturmiljöutredning genomförts med syfte att utreda hur kulturmiljön påverkas vid en eventuell efterbehandling. Utredningen innefattade en fullständig inventering och beskrivning av kulturmiljön samt den historiska betydelsen.

8. RESULTAT

8.1 Inventering och kartering av gruvavfall

Inventeringen av gruvavfallet visar att fyra olika typer av avfall förekommer, varp, slagg, vaskmull och lakrest (figur 3). Den typ av avfall som helt dominerar i området är fyndig och ofyndig varp. Varpen är främst lokaliserad till Käringryggen eller Holländarefältet, och de brytområden som är belägna där samt i Tjursbosjön. Mindre mängder varp finns även nordväst om gruvområdet vid Meijersgruvan och Ryssgruvan samt öster vid det s.k. Sohlbergfältet. Avfallens utbredning redovisas i figur 4.

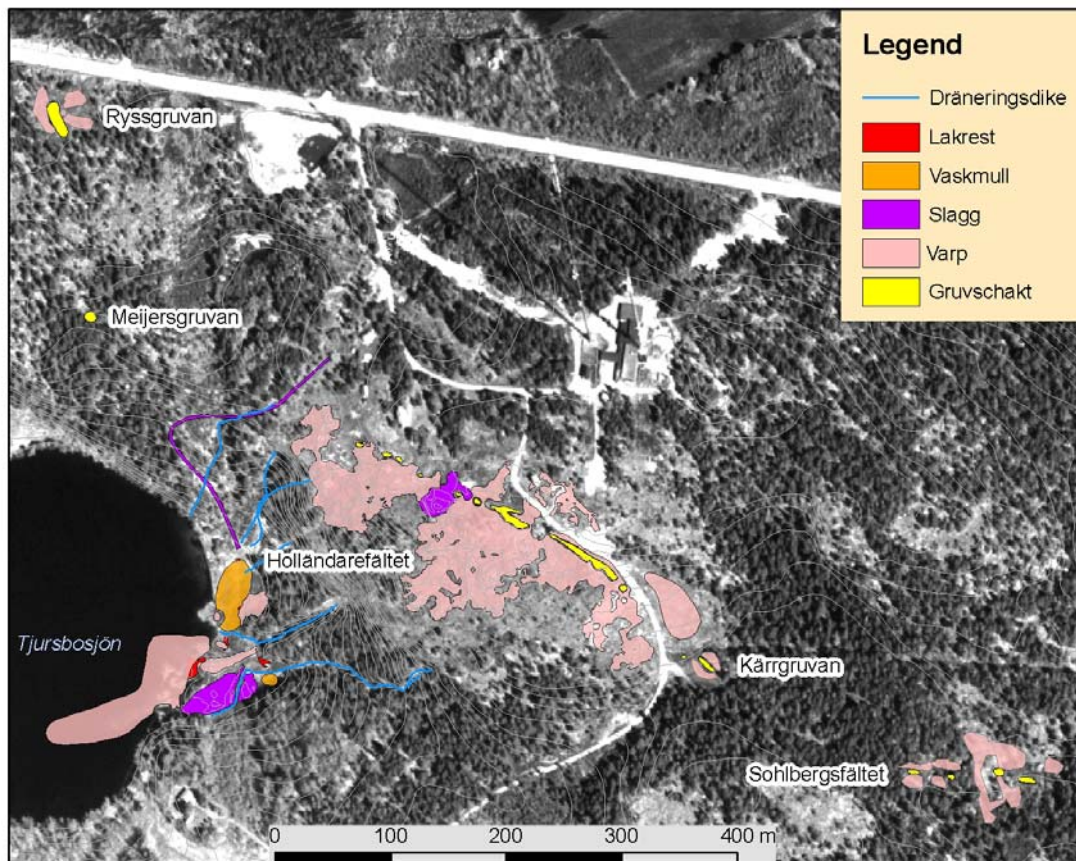
Generellt dominerar varpen på Käringryggen av material med ett sulfidinnehåll på mellan 1-2 (obetydligt till något) på en tregradig skala där tre innebär ”malm”. Andelen högvittrad varp är relativt begränsad. Större delen av varpen är dock tydligt påverkad av oxidation och har en bedömd vittringsgrad på mellan 1-3 (opåverkat till något vittrat) på en femgradig skala där en 5 betyder kraftigt vittrat varp (disintegrerad). Mängden kvarlämnad varp i området totalt har uppskattats till cirka 40 600 m³.



Figur 3. Vittrad och delvis fyndig varp vid Holländarefältet (t.v.) och t.h. vittrad vaskmull (gul) och överlagrande rödlila lakrest.

Slagg finns upplagt dels uppe på Käringryggen, nere vid Tjursbosjöns strand, som vägfyllnad i traktorvägen mellan gruvorna och stranden samt vid Torsfallsån, där de äldsta hyttorna varit belägna. Slaggen som påträffats nere vid stranden vid Tjursbosjön, uppgår till cirka 2850 m³. Vid Hyttan liknar slaggen storleksmässigt den belägen vid nere vid stranden. Mängden slagg har bedömts till cirka 2750 m³.

Lakresten har en karaktäristisk rödaktig färg och finns i mindre mängder längs Tjursbosjöns strand. Uppskattningsvis 237 m³ har påträffats av detta material. Vaskmullen har ett sandigt-grusigt utseende och liknar naturliga grusmaterial, förutom att materialet har en kantig form. Den kvarlämnade vaskmullen har uppskattats uppgå till cirka 1000 m³, varav allt ligger längs stranden. Volymuppskattningarna av lakrest och vaskmull bedöms båda vara i underkant. Detta p.g.a. att lakrest bitvis verkar vara begravt under varpen och även påträffas ute i sjön och vaskmull sannolikt direkt har spolats ut i Gruvviken och blandats med de naturliga sedimenten och kan därmed inte särskiljas.



Figur 4. De olika avfallstypernas utbredning vid Gladhammars gruvor (förutom Hyttan). Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBilden™.

Totalt uppskattas den kvarlämnade mängden avfall till nästan 50 000 m³ för hela området, hyttområdet vid Torsfallsån inkluderat.

8.2 Geokemiska undersökningar – Gruvområdet och Hyttan

8.2.1 Gruvavfall

I tabell 1 redovisas medelhalter och standardavvikelse för de olika avfallstyperna inom Gladhammars gruvfält. 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. Arsenikhalten i moränen uppgår till 2,3 mg/kg TS som medelvärde. Kobolthalterna, ett av de element som utvunnits från malmen, varierar från cirka 380 mg/kg TS i vaskmullen till cirka 2260 mg/kg TS i lakresten. Halterna kan jämföras med motsvarande för moränen, 0,1 mg/kg TS. Kopparhalten är som högst i varpen, omkring 5770 mg/kg TS eller nästan 0,6 %. Även lakresten och slaggen håller höga kopparhalter. Kopparhalten i moränen uppgår till cirka 50 mg/kg TS.

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

	Varp	Vaskmull	Lakrest	Slagg Gruvområdet	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
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.

³ Endast två värden.

Blyhalterna varierar från cirka 60 mg/kg TS till som mest cirka 1370 mg/kg TS i vaskmullen. Moränen uppvisar en blyhalt på 7,5 mg/kg TS. Zinkhalterna ligger runt 100 mg/kg TS för alla material, utom i slaggen där halterna varierar från cirka 1000-2000 mg/kg TS. Moränens zinkhalt uppgår till cirka 55 mg/kg TS. 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.

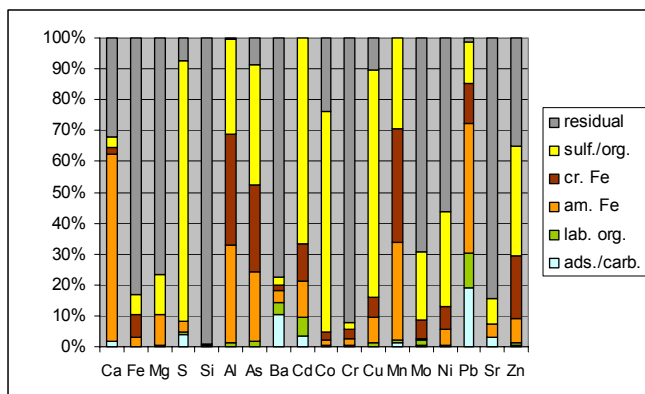
För att undersöka den mineralogiska sammansättningen av avfallen har så kallade normativa beräkningar utförts. De normativa beräkningarna för varpen visar att kopparkis är dominerande. I snitt håller varpen idag en kopparkishalt på cirka 1,67 %. Mängden koboltglans är cirka 0,3 %. Andelen pyrit d.v.s. ett mineral som är syrabildade är tämligen liten, cirka 0,03 %. I vaskmullen förekommer både kopparkis och koboltglans. Andelen pyrit är även här låg.

Sekventiella lakningar (Hall *et al.*, 1996a och b) har utförts på varp, lakrest och slagg från Gladhammar (figur 5). 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.

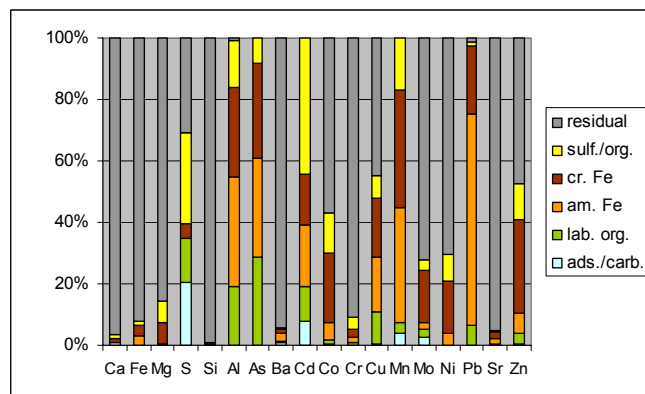
I varpen sitter enbart mindre mängder av elementen i riktigt lakbara fraktioner (adsorberat eller karbonatbundet). En hel del sitter dock bundet i järnoxidfraktioner. Detta gäller speciellt för arsenik (nästan 50 %). Majoriteten av de sulfidbundna elementen sitter just i sulfidfaser. Detta gäller t.ex.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

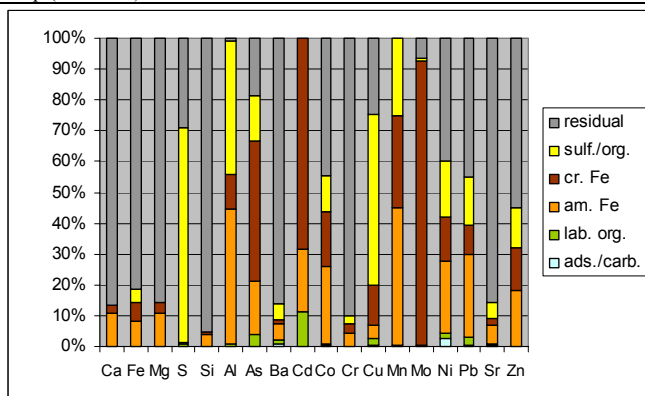
För slaggen sitter en något större andel av metallerna bundna i residualen d.v.s. i silikater och dylikt. Detta gäller t.ex. för zink, bly, koppar och kobolt. En hel del element sitter även här bundna i järnfaser, men andelen sulfidbundna element är lägre jämfört med varpen, i nivå med lakresten, vilket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



Varp (vaskmull)



Lakrest



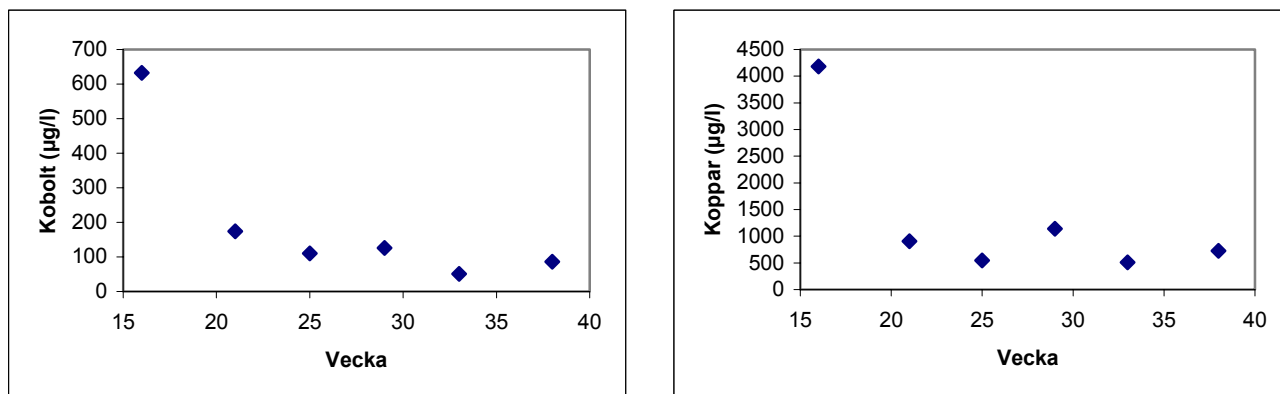
Slagg

Figur 5. 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.

Oxiderade tillgänglighetstester har utförts på samlingsprover på varp, lakrest samt slagg. Resultaten från dessa försök ger en bra indikation på hur lättillgängliga metallerna är och hur mycket som är utlakningsbart inom en rimlig tid (hundratals till tusentals år). Kopparutlakningen är relativt låg i alla materialen förutom slaggen. I varpen utlakas cirka 18 % av det totala innehållet, i vaskmullen/lakresten lakas nästan 16 % ut och i slaggen cirka 48 %. En stor del av all koppar i slaggen är således utlakningsbar i ett längre tidsperspektiv. Två specifika prover på varp uppvisar dock en högre lakbarhet för koppar jämfört med motsvarande samlingsprov. Lakbarheten ligger på 46 % respektive 64 %. Utlakningen av kobolt ligger på cirka 14 % av innehållet för varp, följt av cirka 7 % för slaggen och cirka 3 % för vaskmullen/lakresten. Generellt är lakbarheten låg för arsenik. Möjligen är detta ett metodfel d.v.s. beror på hur försöken utförs. Det måste dock betonas att övriga resultat (t.ex. de sekventiella lakningarna) även visar att lakbarheten och mobiliteten för arsenik är tämligen låg.

För att undersöka avfallens syraproducerande potential har så kallade syra-basräkningar utförts. Varpen vid Gladhammars gruvor innehåller mest svavel av alla material och har således även den högsta syraproducerande potentialen. Neutralisationspotentialen är inte speciellt hög vilket avspeglar bristen på lättbuffrande mineral som karbonater i malmen. Nettoneutralisationspotentialen är generellt låg och varpen bedöms vara ett potentiellt syrabildande material och har därmed en potential för framtida vittring och produktion av sura lakvatten. När det gäller vaskmullen/lakresten vid Gladhammar så har två prov en nettoneutralisationspotential som är positiv och två är negativa. Med hänsyn tagen till de låga pasta-pH värdena för båda materialtyperna måste materialen anses ha en

försurande potential och härmed en potential för framtida vittring. Samlingsprovet för slaggen har en positiv nettoneutralisationspotential. Neutralisationspotentialen är även den betydligt högre jämfört med de andra materialtyperna. Bedömningen är att slaggen inte har någon framtida försurande potential eftersom nettoneutralisationspotentialen är positiv. Materialet i sig är välbuffrat och bör väl kunna ta omhand ev. bildad syra.



Figur 6. Resultat från fukt-kammarförsök med slagg (t.v.) och varp (t.h.). Vittringshastigheten har beräknats utifrån de utplanade delarna av kurvorna.

Fukt-kammarförsök (Sobek *et al.*, 1978; British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1989) har utförts på lakrest, varp och slagg från Gladhammar (se figur 6). Testet har inte utförts på vaskmullen i området p.g.a. att större delen av detta avfall ligger under vatten och därmed inte vittrar och oxiderar i samma grad. Generellt sett uppvisar de tre olika avfallen liknande vittrings- och utlakningsegenskaper. Halterna av tungmetaller och spårelement är generellt höga i lakvattnet, vilket visar på att vittring och oxidation följt av utlakning sker i materialen. Flertalet element uppvisar höga halter vid försöksstarten, vilka sedan sjunker och stabiliseras på en jämn nivå. pH ligger generellt jämnt under försökets gång. De relativt konstanta halterna, konduktivitet och pH-värdena indikerar att oxidation, syraproduktion och utlakning sker med relativt konstanta hastigheter i tiden. Utifrån fukt-kammarförsöken har vittringshastigheten för kobolt och koppar i respektive avfall vid steady-state-förhållanden (utplanade delen av kurvorna i figur 6) beräknats. Beräkningarna bedöms som relativt säkra för slagg och varp. Steady-state förhållanden har inte helt uppnåtts för lakresten. Beräkningarna visar att vittringshastigheten i lakresten (ej steady-state) uppgår till 14,0 mg kobolt/kg och år respektive 12,6 mg koppar/kg och år. Motsvarande för slaggen är 1,3 mg kobolt/kg och år respektive 2,8 mg koppar/kg och år och för varpen 1,8 mg kobolt/kg och år respektive 7,1 mg koppar/kg och år.

8.2.2 Grundvatten

Medelhalten av arsenik i grundvattnet vid Gladhammars gruvfält ligger för alla rör, utom GV2 och 7, mellan 0 och 1 µg/l. GV2 uppvisar den högsta medelhalten av samtliga, cirka 2,7 µg/l (en avvikande mätning borttagen). Den lägsta arsenikhalten uppvisar GV16, cirka 0,04 µg/l. Arsenikhalten i referensrören (GV12-13) uppgår till cirka 0,3 µg/l. I jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999a) klassas arsenikhalten i grundvattnet generellt som låg och i ett fall (GV2) som måttlig.

Kobolthalterna varierar relativt mycket mellan rören inom gruvområdet. De högsta kobolthalterna är koncentrerade till området alldeles nedanför varphögarna på Käringsryggen samt på stranden (Holländarefältet) och GV25 i slaggen vid Hyttan. Den högsta medelhalten, 6400 µg/l uppvisar GV6. Halterna i referensrören ligger mellan 1 och 5 µg/l. För kobolt finns inga bedömningsgrunder från

Naturvårdsverket. Halterna är dock generellt klart högre än 90e percentilen för grundvatten i Sverige, 1,4 µg/l (SGU, 2002). Precis som för kobolt är det stor skillnad mellan rören vad gäller kopparhalter. Högst halter återfinns i rören nedanför varphögarna på Holländarefältet. Utav dessa ligger GV6 högst med en medelkopparhalt på 12000 µg/l. Enstaka mätningar på drygt 20 000 µg/l förekommer. Av rören vid Hyttan uppvisar GV25 högst medelhalt av koppar. Kopparhalterna i grundvattnet vid gruvområdet är generellt klart högre än halterna i referensrören (5-9 µg/l) och 90e percentilen för svenskt grundvatten (6,8 µg/l).

Medelhalten av bly ligger för flertalet rör under 1 µg/l, trots att varpen uppvisar höga blyhalter. Den högsta medelkoncentrationen återfinns i GV5 (12 µg/l), som är beläget på stranden. Referensrören uppvisar blyhalter på cirka 0,02-0,07 µg/l. Den högsta medelhalten av zink återfinns i GV25, ungefär 800 µg/l, där också slaggen runtomkring har ett högt zinkinnehåll. De högsta zinkhalterna i grundvattnet vid Holländarefältet återfinns i GV4 och 6, omkring 200 µg/l. Halterna i referensrören uppgår till cirka 3 µg/l. Bly- och zinkhalterna i grundvattnet klassas enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder generellt som låga till måttliga. Blyhalten klassas som hög i GV17 och zinkhalten som hög i GV25.

Sammanfattningsvis är grundvattnet vid Gladhammars gruvfält påverkat av främst koppar och kobolt. En viss påverkan av bly och zink kan ses. Arsenikhalterna är generellt låga till måttliga i grundvattnet trots att halterna i vissa avfall är mycket höga.

8.2.3 Ytvattendrag

Vattenkvalitén i ytvattendrag i området har undersökts. Till Tjursbosjön har sex mindre tillflöden lokaliserats och provtagits (stickprov). Ett av dessa rinner i anslutning till gruvområdet. Övriga fem anses naturliga. Halterna av koppar i dessa bäckar och diken klassas som låga till måttliga, undantaget bäcken vid gruvområdet där halten klassas som hög.

Från Tjursbosjön rinner vattnet till Ekenässjön via en bäck genom ett våtmarksområde. Utloppet från Tjursbosjön har provtagits regelbundet under undersökningsperioden. Arsenikhalterna i bäcken klassas som mycket låga – låga och blyhalterna som måttligt höga till höga. Den högsta blyhalten har uppmätts till cirka 5,5 µg/l. Kobolthalten varierar mellan cirka 9 och 26 µg/l. Kopparhalten klassas som mycket hög. Den lägsta uppmätta kopparhalten uppgår till cirka 59 µg/l och den högsta halten till cirka 88 µg/l. Ekenässjön mottar även vatten från ett mindre dike (opåverkat av gruvdriften). Halterna av metaller i det mindre diket klassas generellt som mycket låga till låga.

Kyrksjön mottar vatten från två tillflöden, Gladhammarsbäcken som rinner mellan Ekenässjön och Kyrksjön samt ett mindre dike (opåverkat av gruvdriften). Kobolthalten i Gladhammarsbäcken uppgår till cirka 1,1 µg/l och kopparhalten till cirka 25 µg/l vid Kyrksjöns inlopp. Detta är klart lägre halter jämfört med inloppet till Ekenässjön.

Sohlbergsbäcken dränerar gruvorna belägna på Sohlbergsfältet och mynnar i Gladhammarsbäcken mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Vattnet i bäcken har provtagits regelbundet. Kobolthalterna i Sohlbergsbäcken är relativt låga jämfört med dem som uppmätts i vatten vid Holländarefältet. De två analyserna vid "normalflöde" (november och januari) visar på kobolthalter mellan 23–29 µg/l. Flödestoppen i juli ger en halt på 40 µg/l, en haltökning med ca 40 -70 % jämfört med halterna vid normalflöde. Kopparhalterna i bäcken klassas som mycket höga. De två analyserna vid normalflöde visar på kopparhalter mellan 450–520 µg/l. Flödestoppen i juli ger en halt på cirka 580 µg/l, en haltökning med ca 10-25 % jämfört med halterna vid normalflöde.

I anslutning till avfallet vid Hyttan rinner Torsfallsån, som slutligen mynnar i Östersjön. Metallhalterna i ån, uppströms och nedströms slaggupplaget, har kontrollerats vid sammanlagt fyra

tillfällen. Arsenikhalterna i ån klassas som mycket låga – låga och blyhalterna som mycket låga – måttligt höga. Ingen större skillnad mellan uppströms och nedströms slaggupplaget föreligger för bly och arsenik. Den lägsta uppmätta kobolthalten är 0,12 µg/l (uppströms slaggupplaget), den högsta uppgår till cirka 12 µg/l (nedströms slaggupplaget). Kopparhalterna klassas mellan låg halt och mycket hög halt. Den lägsta uppmätta kopparhalten är 2,2 µg/l (uppströms och nedströms slaggupplaget) och den högsta är uppmätt till cirka 48 µg/l (nedströms slaggupplaget). Förutom juli månads (2004) provtagning, som avviker markant, är kobolt- och kopparhalterna uppströms och nedströms slaggupplaget relativt jämna. De stora nederbörds mängderna i juli 2004 orsakade sannolikt en kraftig ursköljning av slaggområdet runt Hyttan. Oaktat de mycket höga metallhalterna vid denna provtagning visar provtagningarna att uppmätta halter av kobolt och koppar i Torsfallsån generellt ligger klart över de naturliga bakgrundsvärden som Naturvårdsverket anger för bäckar och åar i södra Sverige.

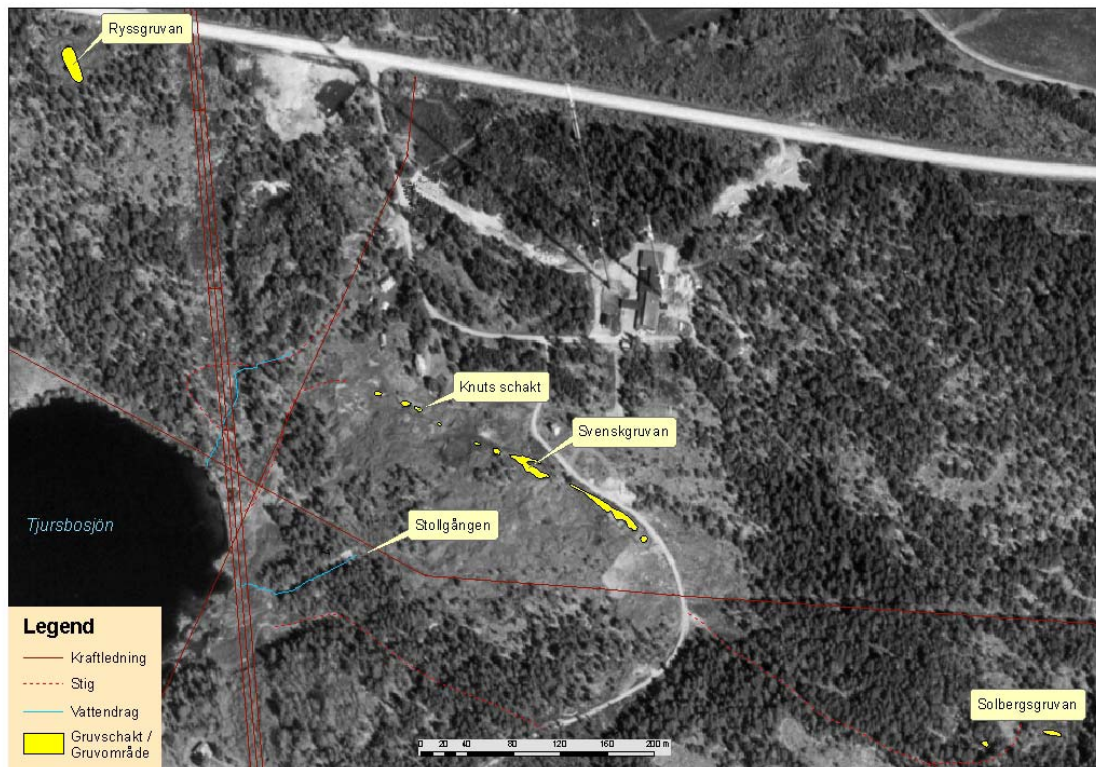
Sammanfattningsvis kan förhöjda halter av metaller, främst koppar och kobolt, ses i flera ytvattendrag i området kring Gladhammars gruvfält. Halterna av koppar och kobolt i vattendrag i anslutning till gruvområdet är generellt klart högre än i bäckar som är opåverkade av gruvdriften. Det är tydligt att halterna av koppar och kobolt minskar med avståndet från gruvan.

8.2.4 Vatten i gruvorna, stollgången samt ytavrinning

I Svenskgruvan (belägen på Holländarefältet, se figur 7) har vattenprover kunnat tas, i stort sett, ända ned till botten (100 m nivån). Generellt så uppvisar gruvvattnet i denna del ingen tydlig skiktning. Halterna av koppar ligger runt 5800-6000 µg/l medan kobolthalterna i vattnet ligger mellan 915-930 µg/l. Även kadmium och blyhalterna är tämligen höga. Kadmiumhalterna ligger runt 1,3 µg/l och blyhalterna varierar från 518-580 µg/l. Arsenikhalterna ligger generellt under detektionsgränsen (<0,1 µg/l) med enstaka värden uppåt 0,3-0,6 µg/l. I Knutsschaktet (Holländarefältet) har prover tagits ned till cirka 55 m djup. Generellt är halterna och värdena i Knutsschaktet likartade. Någon stratifiering verkar inte finnas heller här. Halterna av koppar och kobolt verkar vara något lägre jämfört med Svenskgruvan. Kopparhalterna ligger mellan 5030-5330 µg/l d.v.s. nästan 1000 µg/l lägre jämfört med Svenskgruvan. Kobolthalterna varierar mellan 830-850 µg/l d.v.s. cirka 100 µg/l lägre. Förklaringen till skillnaderna i halter kan således vara dålig kommunikation mellan de två gruvorna samt att vittringen bör vara mer intensiv i Svenskgruvan d.v.s. de centrala delarna (där även kobolt brutits).

Halterna av koppar och kobolt i Prins Carls gruva (Sohlbergfältet) är lägre jämfört med halterna i Svenskgruvan och Knutsschaktet. Kobolthalten ligger på omkring 12-13 µg/l i jämförelse med 800-900 µg/l för Knutsschaktet och Svenskgruvan. Kopparhalterna ligger runt 760-1300 µg/l i jämförelse med 5000-6000 µg/l. Även blyhalterna är lägre. I Ryssgruvans vatten är kobolthalten låg, omkring 20 µg/l, i jämförelse med de centrala gruvorna. Kopparhalterna på omkring 5700 µg/l ligger dock väl i nivå med halterna i Svenskgruvan och Knutsschaktet. Blyhalterna i Ryssgruvorna är dock cirka 2 ggr högre jämfört med halterna i både Svenskgruvan och Knutsschaktet, omkring 1100 µg/l. Halterna i vattnet vid Meijersgruvan (för läge se figur 2 kapitel 7) visar att malmen och avfallen måste ha varit fattiga på både kobolt, koppar och bly.

Ytavrinning har provtagits längs bergslutningen i samband med hög nederbörd. Syftet har varit att få ett mått på betydelsen av den diffusa lakvattenspridning som sker ned mot Tjursbosjön från varpen på höjden. Vatten rinnande längs schaktväggen i Knutsschaktet har också provtagits med syftet att få ett mått på betydelsen av den tillrinning som sker till gruvorna från varpen ovan gruvorna. Resultaten visar att halterna i ytavrinningen längs med bergslutningen kan bli betydande i samband med nederbörd. Kobolthalterna i avrinningen varierar från 1820 µg/l upp till 7900 µg/l och kopparhalterna från 4440 µg/l upp till 19000 µg/l. Detta är mycket höga halter. Bly- och arsenikhalterna tillsammans med järn och manganhalterna är dock tämligen låga. Provet taget längs Knutsschaktet uppvisar även det höga halter kobolt, 1170 µg/l och koppar, 3180 µg/l och liknar de prov på ytavrinning som tagits längs slutningen ned mot Tjursbosjön.



Figur 7. Karta som visar de olika gruvhålens samt stollgångens lägen vid Gladhammars gruvfält. Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBilden.

Halterna av både kobolt och koppar i vattnet ut från stollgången liknar mycket halterna i Svenskgruvan. Generellt är dock kobolthalterna omkring 100 µg/l högre och kopparhalterna cirka 500 µg/l högre. En förklaring skulle även här kunna vara den dåliga kommunikationen mellan de olika delarna i gruvan. Medelhalten kobolt ligger under perioden 2001-2004 på omkring 1100 µg/l och kopparhalten runt 6600 µg/l. Blyhalten ligger endast på omkring 400 µg/l d.v.s. cirka 100 µg/l lägre än i de två schakten. Någon haltminskning, p.g.a. utspädning, eller haltökning, p.g.a. uppkoncentration, sker inte med ökande respektive minskande flöde. Trots att flödet varierar upp till 8 ggr finns inget samband mellan halt och flöde. En förklaring till de konstanta halterna kan vara att den ökning i flöde som kan förklaras med till gruvan inrinnande nederbörd inte ger upphov till några större vattenmängder. Dessa små mängder vatten som kommer med nederbörden späds sedan ut i en stor vattenmassa d.v.s. gruvvattnet, vilket innebär en relativt konstant halt i utgående vatten ur stollgången. I stort sett representerar halterna i stollgången de halter som finns i gruvvattnet.

8.2.5 Brunnsvatten

Dricksvatten har undersökts i sju brunnar i närområdet kring Gladhammars gruvfält. Arsenikhalten uppgick som mest till 2,5 µg/l och blyhalten till 13 µg/l. De högsta kobolthalterna uppgick till cirka 54-55 µg/l. Vid övriga brunnar varierade kobolthalten mellan 0,008 till 9,2 µg/l. Den högsta kopparhalten uppmättes till cirka 470 µg/l. Vid övriga brunnar varierade kopparhalten mellan cirka 0,3 och 210 µg/l. Livsmedelsverkets dricksvattenkriterier överskreds för bly i ett fall. Gränsen för otjänligt dricksvatten vad gäller bly går vid 10 µg/l (Livsmedelsverket, 2001). Det bör påpekas att ingen brunn är direkt påverkad av gruvan utan de är istället belägna i mineraliserade zoner med naturligt höga metallhalter.

8.3 Sjöar – Sediment och vattenkvalitet

8.3.1 Tjursbosjön

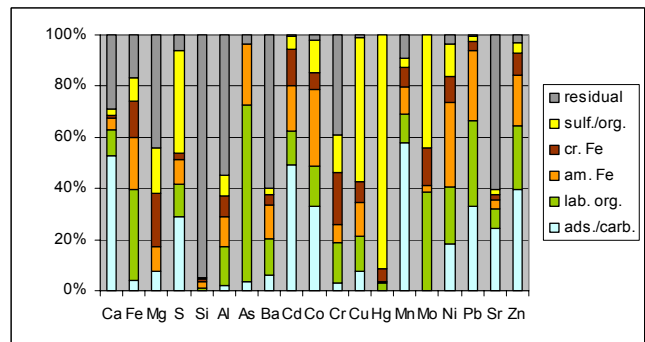
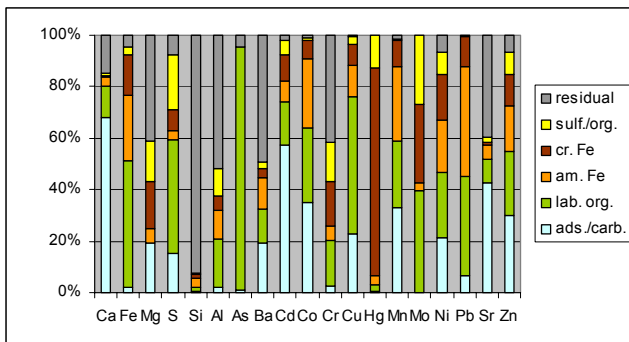
Tjursbosjön är den första sjön i sjösystemet nedströms Gladhammars gruvor (se figur 1). Ytvattnet i sjön har undersökts genom regelbunden provtagning. Kobolt och kopparhalterna varierar mot djupet beroende på säsong. Vid Tjursbosjöns mitt är den lägsta kobolthalt som uppmätts 8,96 µg/l (20 m djup, oktober 2004) och den högsta halten 18,1 µg/l (25 m djup, februari 2004). Den lägsta kopparhalt som uppmätts är 60 µg/l (ytvatten, februari 2004) och den högsta är 94,4 µg/l (25 m djup, februari 2004). Kopparhalten är ganska jämn under hela året, undantaget februari och mars samt något mindre tydlig i januari då halten har en ökande trend mot botten. Halterna av koppar i Tjursbosjöns ytvatten klassas generellt som mycket hög halt (> 45 µg/l) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Både koppar och kobolt uppvisar samma trender som järn och mangan d.v.s. ökande halter mot botten vid syrefattiga förhållanden. Sannolikt är det en effekt av att järn och mangan reduceras och därmed löses upp.

I Tjursbosjön har fyra sedimentproppar, spridda över sjöns yta provtagits för metallanalys och sekventiella lakningar. Till dessa fyra har ytterligare prover tagits i 203 punkter i samband med sedimentkarteringen. I tabell 2 redovisas metallhalterna i de översta 30 cm i sedimenten (baserat på de fyra propparna). I de djupare sedimentlagren sjunker halterna för att nå naturliga bakgrunds nivåer på ca 50 cm djup. Koppar och kobolthalterna är höga i Tjursbosjöns sediment. Kobolthalterna ligger i snitt på cirka 830 mg/kg TS och kopparhalterna på cirka 4600 mg/kg TS. De maximala halterna som påträffats ligger på 4830 mg/kg TS för kobolt (ytsediment) respektive nästan 2,1 % av TS för koppar (nivån 4-6 cm). Även andra element finns i Tjursbosjöns sediment. Framförallt gäller det bly där medelhalten ligger på cirka 740 mg/kg TS. Den högsta halten som påträffats är 3360 mg/kg TS. Halterna av zink är också tämligen låga. I stort sett påträffas de högsta halterna nära gruvan i gruvviken. Generellt verkar dock halterna vara tämligen likartade över hela sjön, både i plan och djup. Detta har även verifierats genom utförd sedimentkartering.

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 (44 analyser)	std.av	medel (28 analyser)	std.av	medel (20 analyser)	std.av
[% 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

Sediment från Tjursbosjön har utsatts för sekventiella lakningar (figur 8). 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. 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 var bundna på olika sätt i den norra delen av sjön (nära gruvan) och längre ut. De flesta element uppvisar samma beteenden.

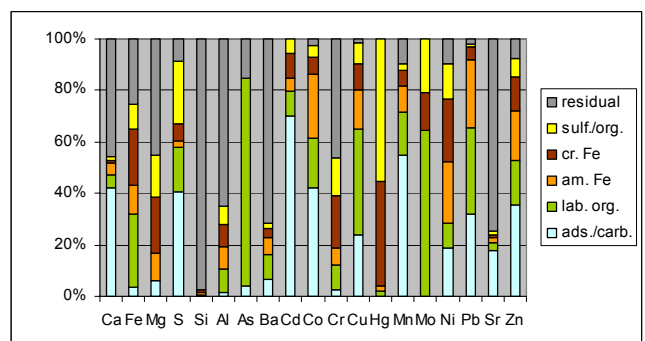
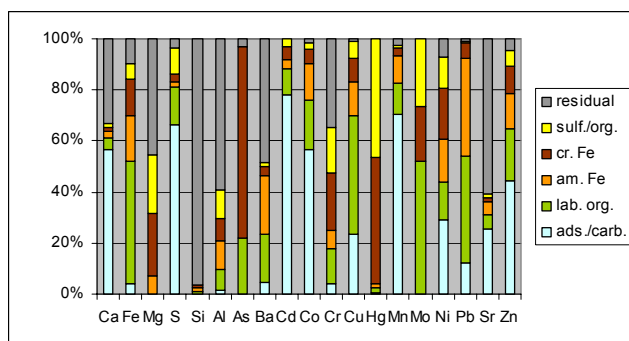


Figur 8. Resultat från sekventiella lakningar baserade på sediment (nivåer 0-3 cm samt 3-10 cm) från norra delen av Tjursbosjön. Ads/carb=adsorberat och karbonatbundet, lab.org=bundet till labilt organiskt material, am.Fe=bundet i amorfa järnoxhydroxider, cr.Fe=bundet i kritallina järnoxider, sulf/org=bundet i sulfider eller i organiskt material, residual=bundet i residualen t.ex. silikatbundet.

8.3.2 Ekenässjön

Ytvattnet i Ekenässjön har undersökts genom regelbunden provtagning. Arsenikhalterna klassas som mycket låga – låga och blyhalterna klassas som mycket låga – måttligt höga. Den lägsta och högsta halten av kobolt har uppmätts till cirka 0,12 respektive 21 µg/l. Koboltprofilerna är under de flesta månader jämna, men halterna kan variera kraftigt i framförallt ytvattnet. Detsamma gäller för koppar. Kopparhalten klassas generellt som hög till mycket hög. Den lägsta halten som uppmätts i sjön är cirka 11 µg/l och den högsta cirka 55 µg/l. Halterna av koppar i Ekenässjön ligger således generellt något lägre än i Tjursbosjön.

Halterna av koppar och kobolt i sedimenten sjunker nedströms, men är fortfarande höga i Ekenässjön. Kobolthalten ligger i snitt på cirka 380 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. Vid en jämförelse mellan Tjursbosjön och Ekenässjön så är det tydligt att sedimenten i båda sjöarna är likartade (figur 9). 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 9. 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.

8.3.3 Kyrksjön

Ytvattnet i Kyrksjön har undersökts genom regelbunden provtagning. Arsenikhalterna klassas som mycket låga – låga och blyhalterna som låga. Den lägsta uppmätta kobolthalten är 0,15 µg/l (ytan, juni 2004), den högsta uppgår till cirka 11 µg/l. Halterna av kobolt är således lägre i Kyrksjön än i Tjursbosjön och Ekenässjön. Kopparhalterna varierar en hel del och klassas mellan låg och hög halt. Den lägsta uppmätta kopparhalten är 2,7 µg/l och den högsta cirka 30 µg/l.

I Kyrksjöns sediment ligger kobolthalten i medel på cirka 150 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 i Kyrksjöns sediment uppgår till cirka 520 mg/kg TS, som medelvärde. Även kopparhalten i sedimenten är således lägre i Kyrksjön jämfört med Tjursbosjön och Ekenässjön.

9. Massbalans

9.1 Tjursbosjön

I figur 10 redovisas en sammanfattande massbalans- och processfigur för Tjursbosjön och Holländarefältet. Grunden till problematiken är vittringen av det i området förekommande avfallet. Den årliga vittringen ligger i samma storleksordning för avfallet vid stranden och uppe på Käringryggen. Förutom avfallet bidrar också själva gruvan med betydande mängder av metaller. Exempelvis uppgår den interna årliga vittringen av koppar i gruvan till cirka 45-50 % av motsvarande för avfallet vid stranden och på Käringryggen. Den totala årliga frigörelsen för avfallet vid stranden, avfallet uppe på Käringryggen och gruvan tillsammans uppgår till 3 kg arsenik, 152 kg kobolt, 612 kg koppar och 210 kg bly.

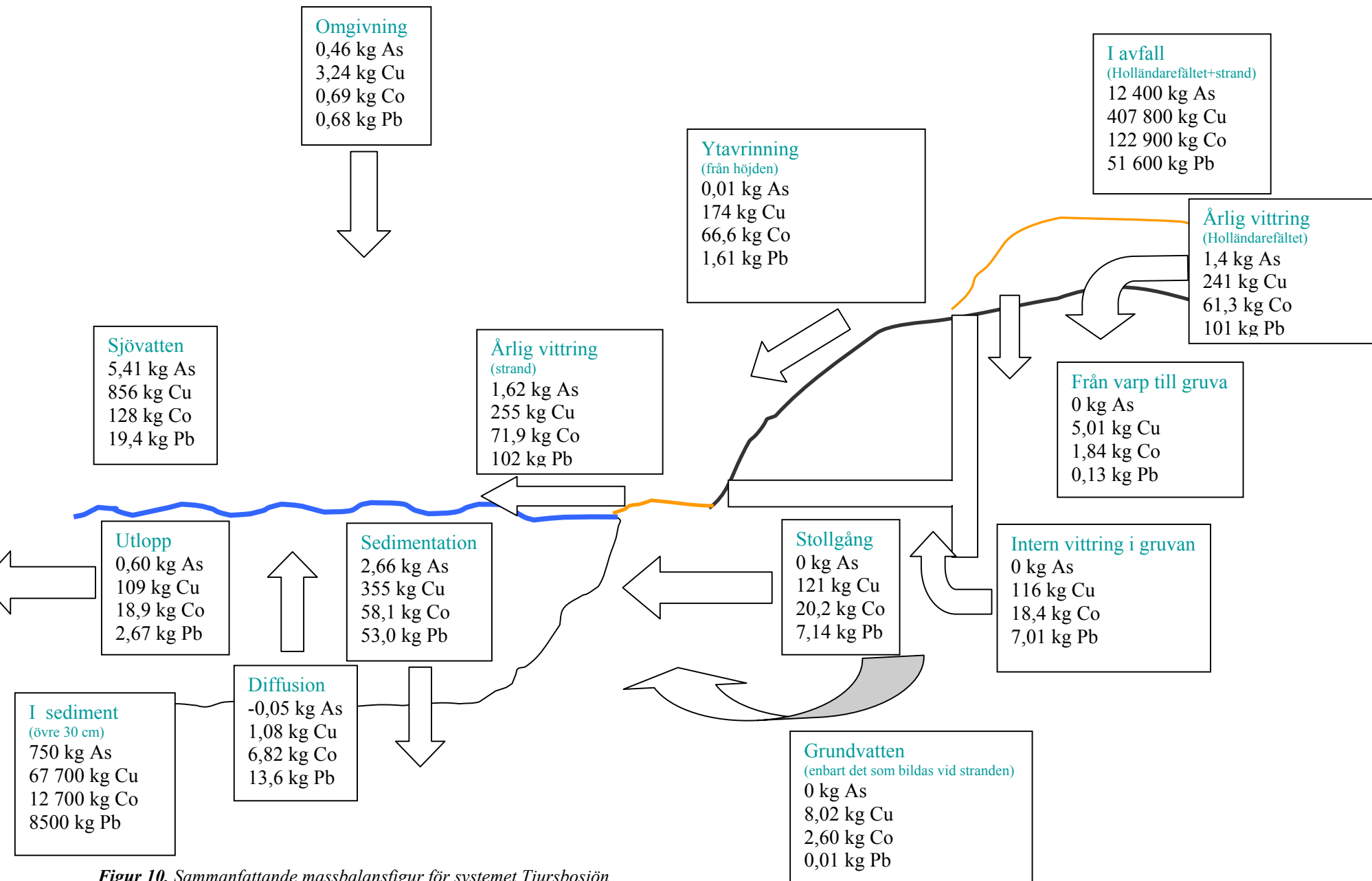
Spridningen av metaller från avfallet på Käringryggen sker via ytavrinning längs med bergsslutningen och direkt ner i gruvschakten. De mängder som sprids från avfallet är generellt lägre än den årliga vittringen. Detta visar på att en betydande fastläggning sker i avfallet, vilken fördröjer/förhindrar utlakningen av metaller. Till exempel fastläggs årligen nästan all arsenik som vittrar och cirka 25 % av den kopparmängd som vittrar loss. För kobolt är den årliga spridningen något högre än vittringen. Skillnaden är dock i sammanhanget mycket liten (cirka 10 %). De mängder som sprids via ytavrinningen antas rinna ut i Tjursbosjön (antingen som ytvatten eller som grundvatten).

De mängder som frigörs inne i gruvan sprids via stollgången till Tjursbosjön. Via stollgången sprids också de mängder som frigörs i avfallet på Käringryggen och som dräneras direkt ner i gruvschakten. Grundvattnet utgör ytterligare en spridningsväg för avfallet på Holländarefältet. Det antas att det grundvatten som bildas på stranden sprider metaller ut till Tjursbosjön.

De mängder som frigörs i avfallet på stranden antas rinna direkt ut i sjön. På grund av att en stor del av avfallet är beläget under vatten är det sannolikt att den beräknade årliga vittringen är något lägre. Ett antagande som gjorts är att det kan vara att cirka 50 % av den årliga vittringen vid stranden som sprids till sjön. Detta antagande ger att avfallet vid stranden på årsbasis i praktiken frigör släpper cirka 0,8 kg arsenik, 128 kg koppar, 36 kg kobolt och 51 kg bly.

Förutom gruvområdet bidrar den naturliga omgivningen med metaller till Tjursbosjön. Bidraget är generellt mycket lågt i förhållande till gruvan och gruvavfallens bidrag. Spridningen från omgivningen sker främst via ytvattendrag.

Sammantaget uppskattas det årliga utläckaget från gruvan och gruvområdet till *0,8 kg arsenik, 431 kg koppar, 125 kg kobolt och 60 kg bly*. Det måste dock betonas att variationen säkerligen kan variera flera tiotals kg, framförallt för koppar och kobolt men även bly.



Figur 10. Sammanfattande massbalansfigur för systemet Tjursbosjön

9.2 Sjösystemet nedströms Tjursbosjön

I figur 11 redovisas en översiktlig massbalans för Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön. Vatten från Tjursbosjön rinner ut i Ekenässjön. Via utloppet från Tjursbosjön sprids årligen cirka 0,6 kg arsenik, 109 kg koppar, 19 kg kobolt och 2,7 kg bly. Metaller tillförs Ekenässjön även från den naturliga bakgrunden och genom diffusion från sedimenten. Det naturliga påslaget uppgår till 0,7 kg arsenik, 1,8 kg koppar, 0,7 kg kobolt och 1,0 kg bly årligen. I jämförelse med de mängder som tillförs Ekenässjön via utloppet från Tjursbosjön är mängderna från den naturliga bakgrunden klart lägre avseende koppar och kobolt. Sedimenten fungerar idag som en källa för arsenik, kobolt och bly och som en sänka för koppar. Årligen frigörs 0,02 kg arsenik, 4,3 kg kobolt och 4,3 kg bly från sedimenten. Cirka 0,2 kg koppar fastläggs årligen i sjöns sediment. Sammantaget ger dessa källor att 1,3 kg arsenik, 111 kg koppar, 24 kg kobolt och 8,0 kg bly tillförs Ekenässjön årligen.

Metaller förs ut ur systemet Ekenässjön via utloppet i sjöns norra kant samt genom sedimentation. Via utloppet transporteras årligen cirka 1,1 kg arsenik, 42 kg koppar, 1,7 kg kobolt och 0,5 kg bly. Sedimenten i sjön mottar årligen 10 kg arsenik, 519 kg koppar, 321 kg kobolt och 63 kg bly. Sammantaget ger detta att 11 kg arsenik, 561 kg koppar, 323 kg kobolt och 64 kg bly ”försvinner” ur systemet årligen genom olika fastläggningsmekanismer.

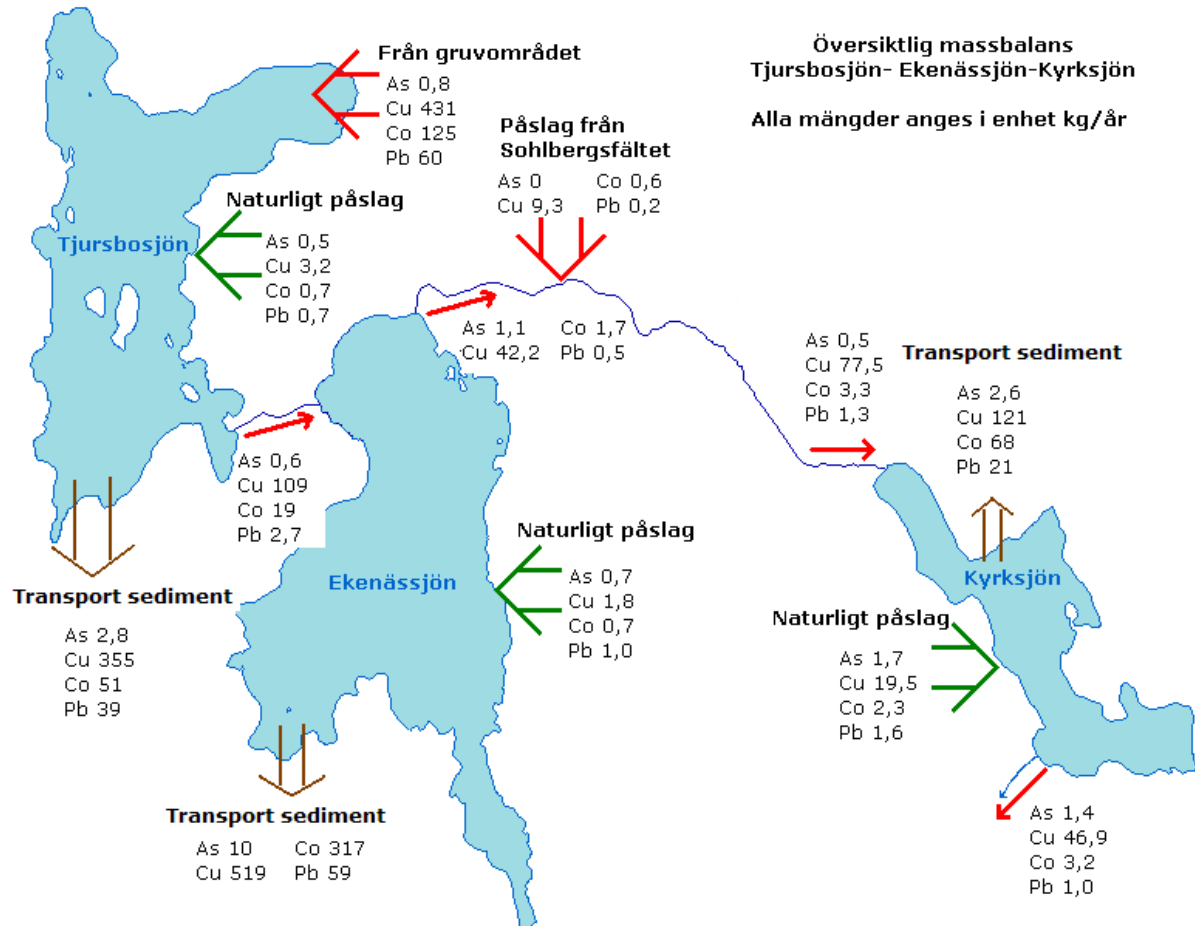
De mängder av koppar, kobolt och bly som rinner vidare från Ekenässjön till nedströms liggande sjöar i sjösystemet är mindre än de mängder som sjön mottar från Tjursbosjön (överst belägen i sjösystemet). Metaller fastläggs således i sjön. Ekenässjön fungerar ur ett sjösystems perspektiv som en fälla för dessa metaller. För arsenik fungerar dock Ekenässjön som en källa.

I ett massbalansresonemang ska skillnaden mellan vad som tillförs och lämnar systemet vara relativt lika. I fallet Ekenässjön är denna skillnad relativt stor. Beräkningarna visar på ett underskott för tillförseln. En förklaring till skillnaderna är sannolikt som tidigare nämnts resuspension av sediment. Genom resuspension frigörs sedimentpartiklar från sedimenten som kan fångas upp i sedimentfällorna och felaktigt räknas som fallande (sedimenterande) partiklar. Eftersom halterna av dessa element är mycket höga i ytsedimenten ger detta att de mängder som sedimenterar sannolikt är överskattade. Hur stor effekten av resuspension är har inte utretts i detalj. I Tjursbosjön är effekten av resuspension inte lika uttalad som Ekenässjön, vilket sannolikt beror på att Tjursbosjön är betydligt djupare än Ekenässjön.

Till Kyrksjön transporteras metaller från Ekenässjön via Gladhammarsbäcken. Gladhammarsbäcken mottar ett ytterligare tillskott från gruvområdet via Sohlbergsbäcken. Sohlbergsfältet påverkar således varken Tjursbosjön eller Ekenässjön utan dräneras ”direkt” till Kyrksjön. Årligen tillförs 0,5 kg arsenik, 78 kg koppar, 3,3 kg kobolt och 1,3 kg bly via Gladhammarsbäcken till Kyrksjön. Det bör påpekas att i dessa siffror ingår ett mindre bidrag från den naturliga omgivningen, en bäck som mynnar i Gladhammarsbäcken strax väster om inloppet i Kyrksjön. Den naturliga bakgrunden bidrar årligen totalt med 1,7 kg arsenik, 20 kg koppar, 2,3 kg kobolt och 1,6 kg bly. Någon kvantifiering av diffusionen i Kyrksjön har inte genomförts. Sammantaget ger detta att 2,2 kg arsenik, 97 kg koppar, 5,6 kg kobolt och 2,9 kg bly tillförs Kyrksjön årligen.

Via utloppet (sydvästra stranden) och genom sedimentation förs metaller ut ur systemet Kyrksjön. Via sjöns utlopp transporteras årligen 1,4 kg arsenik, 47 kg koppar, 3,2 kg kobolt och 1,0 kg bly. Genom sedimentation tillförs 2,6 kg arsenik, 121 kg koppar, 68 kg kobolt och 21 kg koppar årligen till Kyrksjöns sediment. Sammanlagt transporteras 4,0 kg arsenik, 168 kg koppar, 71 kg kobolt och 22 kg bly årligen ut ur systemet genom sedimentation och transport till nedströms belägna sjöar.

Kyrksjön fungerar, precis som Ekenässjön, som en fälla för koppar ur ett sjösystemperspektiv. Den mängd som årligen tillförs är större än den som rinner ut. Koppar fastläggs således i sjön. För arsenik, kobolt och bly är skillnaderna små.



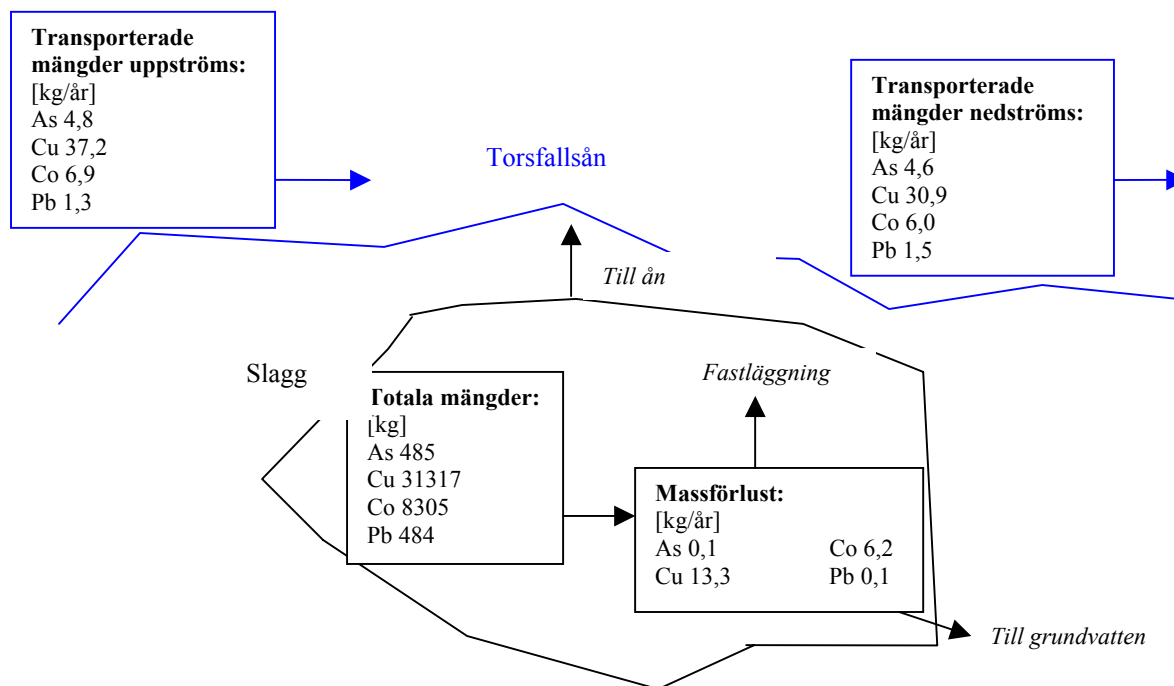
Figur 11. Översiktlig massbalans för sjösystemet Tjursbosjön-Ekenässjön-Kyrksjön. Alla mängder anges i kg/år. Med transport sediment avses sedimentationen minus diffusionen.

Även för Kyrksjön visar massbalansen att de mängder som förs ut ur systemet är större än de som transporteras in. Skillnaderna är dock något mindre för Kyrksjön jämfört med motsvarande för Ekenässjön. Förklaringen till skillnaderna är sannolikt, även för Kyrksjön, resuspension. Eftersom sedimenten är påverkade av metaller ger detta en överskattning av de sedimenterade mängderna. En förklaring till att skillnaderna mellan vad som tillförs och vad som försvinner är mindre för Kyrksjön än för Ekenässjön kan vara att halterna i ytsedimenten är lägre i Kyrksjön. Detta ger att överskattningen av de sedimenterade mängderna blir mindre (under förutsättning att resuspension sker), vilket således minskar de uttransporterade mängderna. Skillnaderna mellan inkommande och uttransporterade mängder påverkas också av åt vilket håll diffusionen är riktad. Då porvatten från sedimenten i Kyrksjön inte analyserats har inga diffusionsberäkningar kunnat utföras.

9.3 Hyttan (Torsfallsån)

I figur 12 presenteras en översiktlig massbalans för Hyttområdet. Årligen frigörs cirka 0,1 kg arsenik, 13,3 kg koppar, 6,2 kg kobolt och 0,1 kg bly från slaggen vid Hyttan. Beräkningarna av de transporterade mängderna uppströms och nedströms slaggupplaget indikerar inte något påslag av

metaller, mängderna uppströms ligger på samma nivå som mängderna nedströms. En viss spridning sker till det lokala grundvattnet, där höga halter av bland annat kobolt, koppar och zink uppmätts. I samband med högflödesperioder har det kunnat uppmätas förhöjningar i det lokala grundvattnet, vilket medför att utläckaget från området sannolikt sker ”stötvis”.



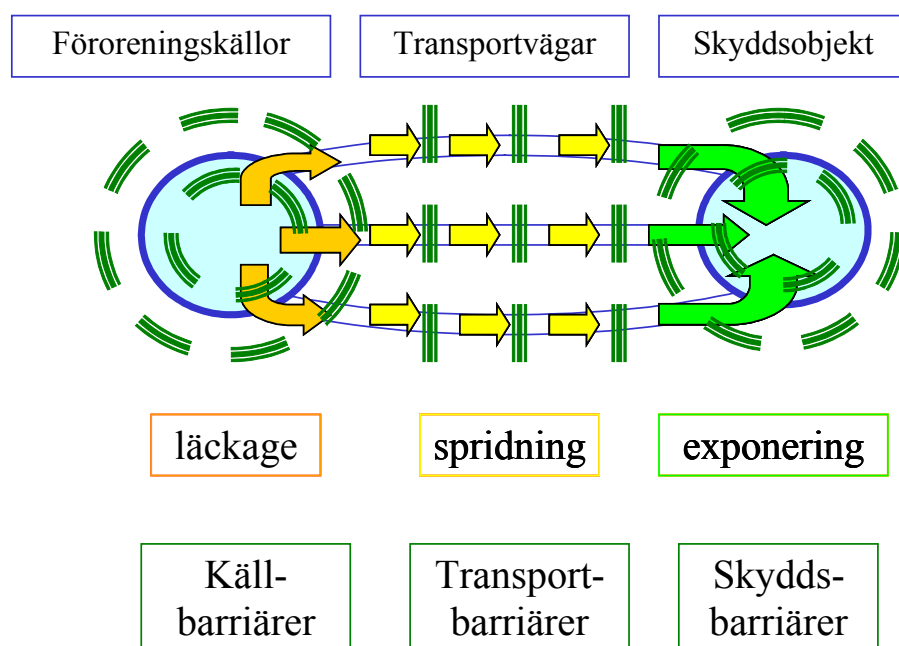
Figur 12. Översiktlig massbalans- och processfigur för Hyttområdet vid Torsfallsån.

10. Riskbedömning

10.1 Metod

Riskbedömningen i Projekt Gladhammars gruvor har gjorts enligt en den s.k. Kalmarmodellen som sammanfattas i figur 13. Modellen följer Naturvårdsverkets MIFO-modell (Naturvårdsverket, 1999b) 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.

Riskbedömning vid spridning



Figur 13. Redovisning av generell modell för riskbedömning enligt Kalmarmodellen (Källa: Länsstyrelsen i Kalmar län, 2004).

10.2 Föroreningskällor – idag och i framtiden

10.2.1 Beskrivning av föroreningar

I avfallen och sedimenten förekommer flera olika element. Föreningar med arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink d.v.s. de spårlement 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.

10.2.2 Beskrivning av källtermer

En av huvudkällorna för föroreningarna d.v.s. en av källtermerna är gruvavfallen 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 Karingryggen eller Holländarefältet. Mindre mängder varp finns även nordväst om gruvområdet vid Meijersgruvan och Ryssgruvan samt öster vid det s.k. Solbergfältet. Mängden kvarlämnad varp i området totalt har uppskattats till cirka 40 600 m³.

Slagg finns upplagt dels uppe på Karingryggen, 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 och vid Hyttan bedöms mängden till cirka 2750 m³.

Vaskmull och lakrest är andra typer av avfall som finns i området. Lakresten 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 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 Torsfallsån 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.

10.2.3 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 (ekvation 5) och kopparkis (ekvation 4). Till detta finns mindre mängder järnsulfider d.v.s. pyrit (ekvation 6) och magnetkis. 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 (jmf. Öhlander *et al.*, 2001; Eriksson,

2005). Även förändringar i Tjursbosjöns vattenstånd och flödesförändringar i Torsfallsån kan orsaka utläckage, vilket har betydelse främst för de avfall som är belägna nära respektive vatten.

Idag är avfallen och gruvan de huvudsakliga källtermerna. I framtiden är det även möjligt att sedimenten kan fungera som en källterm. Idag är det känt att remobilisering av framförallt koppar och kobolt sker i de djupare sedimenten och att dessa metaller diffunderar uppåt, till följd av koncentrationsgradienter. Denna process kan i framtiden medföra att metaller kan diffundera upp i vattenmassan från ytsedimenten. Av vikt är då koncentrationskillanden 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 således 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 sedimenten som styrs av diffusionen.

10.2.4 Källbarriärer – naturliga processer 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.).

Sorptionsprocesser och utfällning/upplösningsprocesser har 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-grönsvart 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.

Även för den potentiella framtida källan, sedimenten i Tjursbosjön, finns källbarriärer, exempelvis det naturliga skikt av järn- och manganoxidhydroxider som finns i ytsedimenten. Ett skikt som immobiliserar lösta metaller och därmed reducerar transporten upp till vattenpelaren. Detta skikt fungerar som en barriär för diffusionen, metaller fastläggs. I sedimenten är även bildning av sekundära mineral en tänkbar process som kan immobilisera metaller på kort eller längre sikt. 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 sediment 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.

10.3 Nuvarande och framtida transportvägar

10.3.1 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 anknytning 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.

10.3.2 Spridning från källorna – gruvområden 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. 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. Vatten från båda vägarna mynnar slutligen i Tjursbosjön. Spridningen från Meijersgruvan och Ryssgruvan till Tjursbosjön av mindre betydelse.

Sohlbergsfältet dränerar vare sig till Tjursbosjön eller Ekenässjön utan till Sohlbergsbäcken som slutligen mynnar i Gladhammarsbäcken mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Sohlbergsfältet dränerar således till Kyrksjön, vilket kan vara en orsak till de högre halterna i denna. Från slaggen vid Torsfallsån sker en spridning direkt till Torsfallsån. Torsfallsån dränerar inte till Tjursbosjöns dräneringsområde.

En framtida källa är sedimenten i framför allt Tjursbosjön. Idag fungerar sedimenten som en nettosänka och inte en källa.

De metallmängder (kg/år) som sprids via de olika transportvägarna utreds i kapitel 10 Massbalans.

10.3.3 Transportbarriärer – mekanismer som förhindrar vidare transport i systemet

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.

10.4 Skyddsobjekt

10.4.1 Beskrivning av skyddsobjekt

Ett antal skyddsobjekt finns i området runt Gladhammars gruvor och Tjursbosjön samt i systemet 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 Torsfall 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 (exempelvis fiskgjuse) 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 (se kapitel 4.3.2 Naturmiljö). Ekenässjön innehåller även flera olika fiskarter bl.a. gädda, abborre, mört, sarv, benlöja och braxen. Dessutom häckar storlom vid sjön. Den slutliga recipienten är Östersjön, vilken utgör det slutliga och övergripande skyddsobjektet.

10.4.2 Exponeringsvägar

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. De exponeringsvägar som har betraktats som möjliga för de platsspecifika förhållandena i Gladhammar redovisas i tabell 3. Intag av förorenat grundvatten har inte beaktats, på grund av att inget direkt grundvattenuttag sker inom de förorenade områdena. Idag finns inga brunnar nedströms gruvområdet och det bedöms heller inte som sannolikt att några sådana installeras i framtiden. Det som varit styrande för exponeringsantagandena är de boende nära gruvområdet och nära Tjursbosjön.

Resultaten från beräkningen av de platsspecifika referenskoncentrationerna sammanfattas i tabell 3. Beräkningarna visar att varp, lakrest och anrikningssand kan utgöra risker avseende intag av jord. Slaggen, vare sig vid Gladhammar eller Torsfallsån utgör någon humantoxisk risk. Arsenik är det enda element där halterna i avfallen överstiger det platsspecifika referensvärdet. Sannolikheten för intag bedöms som stor för vaskmull och lakrest medan motsvarande för varp bedöms som liten, p.g.a. av dess karaktär (sten och stenkross). Konsekvenserna vid intag av vaskmull och lakrest bedöms som stora. För exponeringsvägen hudkontakt visar beräkningarna att halten av arsenik i vaskmullen och lakresten kan utgöra en humantoxikologisk risk. Varpen och slaggen utgör inget problem avseende denna exponeringsväg. Sannolikheten för hudkontakt med vaskmull och lakrest bedöms som god och konsekvenser bedöms kunna finnas.

Tabell 3. Tabellen visar de exponeringsvägar som är aktuella för respektive element för avfallen och sedimenten vid Gladhammars gruvor. Ett **X** i fet stil markerar en exponeringsväg med hög/god sannolikhet och risk, medan en exponeringsväg markerad med litet *x* markerar en mindre sannolik exponeringsväg.

	Intag av jord	Hudkontakt jord	Intag av sediment	Hudkontakt sediment	Inandning av damm	Intag av sjövatten	Intag av grönsaker, bär, svamp	Intag av fisk	Miljörisker mark	Miljörisker sediment och ytvatten
As	X	X	-	-	-	x	-	-	X	-
Bi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Cu	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X
Hg	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
Ni	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-

Beräkningarna för exponeringsvägen intag av damm visar alla att inga av elementen och föroreningarna bör utgöra några risker vid inandning av damm. Sannolikheten för damning bedöms som liten och konsekvenserna likaså. Även för intag av bär och svamp görs bedömningen att exponeringsvägen 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 på lång sikt. Någon direkt odling av grönsaker i närheten av gruvavfallet bedöms inte som sannolikt, inte ens i närheten av slaggen vid Hyttan.

När det gäller effekterna på miljön i närheten av gruvområdet har exponeringsvägarna för effekter inom området studerats. I tabell 3 framgår att halterna av arsenik, kobolt, koppar och bly är högre än de koncentrationerna där risk för påverkan på miljön finns. Detta gäller samtliga avfall. För lakresten vid Tjursbosjöns strand kan nickel läggas till och för slaggen kan zink läggas till. Sannolikheten för att markmiljön är påverkad bedöms som stor idag och konsekvenserna kan tydligt ses i områdena.

Resultaten från beräkningarna för exponeringsvägen intag av sediment visar att inget element överskrider respektive referenskoncentration. 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. Samma resultat gäller för exponeringsvägen hudkontakt med sediment.

Beräkningarna för intag av sjövattnen visar att det inte finns några akuta risker. 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 ur metallsynpunkt finns heller för användning av sjövattnen för boskap.

Sannolikheten för att konsumtion av fisk, enligt Livsmedelsverkets rekommendationer, från sjöarna skulle innebära någon risk bedöms som liten. Konsekvenserna bedöms således som små. Resultaten från beräkningarna visar att det främst är kvicksilver som är dimensionerande. 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. 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 för att utgöra risk ligger i storleksordningen ett halvt kg/dag. En mängd som bedöms vara för stor för ett mindre barn.

När det gäller miljörisker i ytvatten och sediment 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. I tabell 3 ses att koppar utgör ett problem i sjövattnen och för sedimenten. Halterna är i ytvatten är 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 en risk för ytvattnet (ej sedimenten).

10.5 Konsekvenser idag

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 125 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, innan allt spridits vidare till Tjursbosjön. 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 bakgrundspridningen 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. Slagen vid Hyttan bedöms inte utgöra någon humantoxikologisk risk.

Utläckaget från gruvområdet vid Gladhammar är årligen så pass stort att Tjursbosjöns vatten håller konstant höga koppar och kobolthalter. Utläckaget 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.

Sammanfattningsvis bedöms idag konsekvenserna vara följande:

- Höga halter av arsenik, koppar och kobolt samt bly i avfallen, vilka utgör ekotoxikologiska risker.
- Halterna i bär 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.
- Utläckaget bidrar till den regionala metallbelastningen av kusten och av Östersjön.

10.6 Konsekvenser i framtiden

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 borringar efter dricksvatten eller i övrigt oplanerad markanvändning sker i området.

Andra konsekvenser är möjliga på lång sikt, hundratals till tusentals år. I ett längre perspektiv är en påverkan av klimatförändringar möjlig och 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 metaller som idag ligger på sjöns botten, i sedimenten. Försurningsrisken ska således inte helt försummas. Ytterligare en framtida risk är faktiskt en risk som kan uppkomma vid en efterbehandling av gruvområdet om sedimenten inte åtgärdas främst p.g.a. minskade halter i ytvattnet vilket kan leda till att sedimenten börjar fungera som en källa och inte en fälla som idag.

På längre sikt görs bedömningen att följande konsekvenser kan läggas till:

- Möjlig förurning 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.

10.7 Samlad riskbedömning

10.7.1 Bedömning av nuvarande miljö- och hälsorisker

Gruvan och avfallen utgör risker både ur 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 av jord, men även hudkontakt som är dimensionerande. Slaggen, och framförallt den vid Torsfall 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 av föroreningar som orsakas av vittringen av avfallen och den interna vittringen av gruvan medför att Tjursbosjön kontamineras. 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. Växt- och djurplanktonsamhällen är mycket fattiga, även fisk- och bottenfaunan är artfattiga.

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 Holländarefältet utgöra en risk. Även det närliggande Sohlbergsfältet och slaggområdet vid 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:

- Holländarefältet
- Sohlbergsfältet
- Slaggområdet vid hyttområdet intill Torsfallsån
- Tjursbosjön

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

10.7.2 Riskreduktion – nödvändig och motiverad

Riskbedömningen visar helt klart att gruvavfallen samt Tjursbosjöns sediment utgör en risk. För avfallen belägna vid stranden, uppe vid Holländarefältet, vid Sohlbergfältet 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 prioritet bör främst vara att reducera direktexponeringsriskerna för gruvavfallen. 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 omöjligt 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 i sjösystemet.*

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

Den riskreduktion som bedöms behövas omfattar således åtgärder för följande objekt:

- Holländarefältet
- Avfallen i gruvområdet (varp, vaskmull, lakrest och slagg)
- Sohlbergfältet (dränerar till Kyrksjön)
- Slaggområdet vid Torsfallsån (dränerar till Hyttegöl d.v.s. inte Tjursbosjön)
- Sedimenten i Tjursbosjön

11. ÅTGÄRDSUTREDNING

11.1 Åtgärdsnivåer och åtgärds mål

Flera åtgärder med olika omfattning kan användas för att åstadkomma en mer eller mindre omfattande reducering av riskerna för hälsa och miljö i området. För att åskådliggöra detta har flera åtgärdsnivåer utarbetats, vilka är kopplade till riskreduceringens storlek. Effekten av åtgärder på de olika åtgärdsnivåerna har konkretiserats i form av åtgärds mål med tillhörande mätbara åtgärds mål. Fem

olika åtgärdsnivåer har utarbetats, med successivt ökande riskreducering. En sammanställning av åtgärds mål för de olika åtgärdsnivåerna återfinns i tabell 4.

Tabell 4. Studerade åtgärdsnivåer med tillhörande åtgärds mål och mätbara åtgärds mål.

Åtgärdsnivå	Åtgärds mål	Mätbara åtgärds mål
0 – Inga åtgärder.	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår oförändrade.	
1. Klassning som miljöriskområde med särskilda restriktioner	Människors fysiska hälsa skall inte påverkas.	Konstaterade miljöeffekter kvarstår oförändrade.
2. Spridningsbegränsande åtgärder nedströms Tjursbosjön.	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt	a) Spridningen av koppar från Tjursbosjön till nedströmssystemet skall minska med 75 %.
3. Spridningsbegränsande åtgärder från gruvområdet	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt c) Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall minska.	a) Spridningen av koppar från gruvområdet till Tjursbosjön skall minska med 75 %. b) Spridningen av koppar från Tjursbosjön skall minska med 75 %.
4. Spridningsbegränsande åtgärder från gruvområdet och Gruvviken	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt c) Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall avsevärt minska. d) Effekterna på bottenlevande organismer i Gruvviken skall minska.	a) Spridningen av koppar från gruvområdet till Tjursbosjön skall minska med 90 %. b) Spridningen av koppar från Tjursbosjön skall minska med > 75 %. c) Kopparhalten i Tjursbosjön skall på sikt inte överstiga 8 µg/l.
5. Spridningsbegränsande åtgärder för hela det förorenade området.	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt c) Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall på sikt elimineras d) Effekterna på bottenlevande organismer i Tjursbosjön skall minska.	a) Spridningen av koppar från gruvområdet till Tjursbosjön skall minska med > 90 %. b) Spridningen av koppar från Tjursbosjön skall minska med > 90 %. c) Kopparhalten i Tjursbosjön skall på sikt inte överstiga 4 µg/l.

Syftet med denna uppdelning i åtgärdsnivåer är att möjliggöra en värdering av nyttan av olika åtgärder gentemot kostnaderna för dessa. Som framgår av tabellen ökar antalet åtgärds mål (nyttan med åtgärdena) med ökande åtgärdsnivå. I normalfallet ökar också kostnaderna med ökande åtgärdsnivå, dock något beroende på valet av åtgärds metoder.

Åtgärdsnivå 1 innebär endast att administrativa styrmedel används för att begränsa risken för att människor skall exponeras för föroreningarna på ett sådant sätt att hälsoeffekter kan uppkomma, medan riskerna för miljön inte åtgärdas.

Åtgärdsnivå 2 innebär att man, utöver åtgärderna på nivå 1, vidtar åtgärder vid utloppet från Tjursbosjön i syfte att förhindra/begränsa den fortsatta spridningen av miljöeffekter till recipienterna längre nedströms. Därmed betraktas gruvområdet och Tjursbosjön som ”förlorade” i detta alternativ.

Åtgärdsnivå 3 innebär att man vidtar åtgärder inom gruvområdet (gruva och allt avfall på land) för att minska spridningen till Tjursbosjön. Med dessa åtgärder förbättrar man situationen både för Tjursbosjön och för recipienterna nedströms denna (åtgärderna vid Tjursbosjöns utlopp från åtgärdsnivå 2 kan därmed utgå).

Åtgärdsnivå 4 innebär en utökning av åtgärderna för gruvområdet (åtgärdsnivå 3) med omhändertagande även av det avfall som ligger under vatten och de förorenade sedimenten i Gruvviken. Med denna utökning kan man ytterligare förbättra situationen i Tjursbosjön och minska läckaget nedströms.

Åtgärdsnivå 5, slutligen, avser en efterbehandling som även omfattar förorenade sediment i övriga Tjursbosjön (”totalsanering”). Med dessa åtgärder närmar man sig i det naturliga bakgrundstillståndet, så långt som detta är möjligt.

11.2 Åtgärdsmetoder

11.2.1 Skyddsbarriärer – restriktioner m.m.

Denna typ av åtgärder innebär att planrestriktioner avseende markanvändning och exploateringsåtgärder införs för området. Restriktionerna kan omfatta utnyttjande av området för nybyggnation, odling, utnyttjande av yt- och ytligt grundvatten för dricksvattenändamål samt nyttjande av gruvavfallet.

Ett alternativ innebär att Länsstyrelsen (enligt MB 10, kap 10-14§§) förklarar området för miljöriskområde. Då beslutar länsstyrelsen om inskränkningar i markanvändningen eller om att vissa åtgärder som avses vidtas på fastigheten skall vara förenade med villkor eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten.

Restriktionerna kan avse tillträde till området, grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära

- att människor exponeras för föroreningarna inom området,
- att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka,
- att den miljömässiga situationen annars försämras, eller
- att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.

För att restriktionerna skall ha någon verkan måste de vara allmänt kända och för detta krävs återkommande informationsinsatser som riktar sig till såväl boende i närområdet som tillfälliga besökare. Informationen kan t ex ges via utskick, allmänna möten, skyltning på platsen etc.

Miljöriskklassning innebär inskränkningar i möjligheten att vidare exploatera området samt begränsar nuvarande verksamhet. Brister i efterföljande av restriktioner leder till kvarstående risker. Kulturvärdena i form av gruvavfallshögar och gruvschakt bevaras, genom att inga fysiska åtgärder genomförs. Införandet av ett miljöriskområde förhindrar inte pågående föroreningsspridning till Tjursbosjön och nedströms liggande vattensystem.

En annan möjlig åtgärd för att reducera exponeringsrisken är att begränsa tillgängligheten eller förhindra tillträde genom inhägnad eller dylikt. Inhägnad begränsar tillgängligheten till området och

reducerar därmed områdets värde som strövområde och innebär därmed även en begränsning av områdets kulturvärde. Inhägnad och skyltning kräver tillsyn och underhåll för att fungera långsiktigt.

11.2.2 Transportbarriärer – rening av vatten

Inom ramen för åtgärdsutredningen har förutsättningarna studerats för två alternativ som omfattar en permanent anläggning för rening av vatten:

- a) Rening av vatten som lämnar Tjursbosjön för att begränsa spridningen av föroreningar längre nedströms i systemet.
- b) Uppsamling och rening av gruvvatten från stollgången och lakvatten från avfallen inom främst Holländarefältet.

Rening av vatten vid Tjursbosjöns utlopp

Alternativet innebär att allt vatten som passerar Tjursbosjöns utlopp renas. Vattnet kan relativt enkelt samlas upp för behandling genom anläggande av en fördämning mellan två bergklackar vid sjöns utlopp. Sjön utgör i sig ett jättelikt utjämningsmagasin, vilket medför att inget sådant behöver anläggas separat. Däremot är nivåskillnaden mellan Tjursbosjön och efterföljande sjö i systemet, Ekenässjön, liten varför vattnet skulle behöva pumpas genom reningsanläggningen. Vattenmängden är stor, ca 1 500 000 m³/år.

Tre olika alternativ har bedömts som mest lämpliga och utretts översiktligt; kemisk fällning, jonbyte kombinerad med kemisk fällning samt membranseparatoring kombinerad med jonbyte och kemisk fällning. Utredningen visar att även om metallhalterna i Tjursbosjön är mycket höga vid en jämförelse med naturliga bakgrundshalter är de mycket låga ur reningsteknisk synvinkel och för att man skall ha någon möjlighet att åstadkomma eftersträlvade effekter måste halterna förs koncentreras upp genom både membranfiltrering (nanofiltrering) och jonbyte. Erfarenheten från den här typen av vattenrening (stora vattenvolymer med låga halter av metallföroreningar) är begränsad och reningseffekten kan därför bara uppskattas. Total reduktion av föroreningsutförseln från Tjursbosjön uppskattas vid goda förutsättningar kunna uppgå till 90 %. Detta förutsätter dock en koncentreringsfaktor 10 i så väl nanofiltret (sjövattnet → koncentrat) som jonbytaranläggningen (koncentrat → eluat). Osäkerheten kring nanofiltrets funktion/effektivitet i sammanhanget är stor och måste undersökas innan några säkra slutsatser dras.

Rening av gruv- och lakvatten

Detta vatten håller höga metallhalter och kan jämföras med metallhaltiga avloppsvatten från vilka omfattande erfarenheter kan tillgodogöras. Alternativen kemisk fällning samt jonbyte kombinerad med kemisk fällning har bedömts som mest lämpliga och utretts översiktligt. Reningseffekten bedöms för båda alternativen bli mycket god. Jonbytaralternativet innebär en något högre investerings- och driftkostnad samt ett något större yt- och tillsynsbehov, medan avfallsmängden (slam) blir betydligt mindre än för alternativet mer kemisk fällning. Den totala reningseffekten i det vatten som behandlas bedöms kunna uppgå till minst 95 % (avser koppar och kobolt).

Uppsamlingen av gruv- och lakvatten kan utformas på olika sätt. Enklast sker uppsamlingen genom att avleda stollgångens vatten till ett utjämningsmagasin medan lakvattnet kan samlas upp i täckta dräneringar som följer bergssidan nedströms Holländarefältet. För att säkerställa effektiviteten behöver dräneringarna föras ned under grundvattenytan i jordlagren. Uppsamlat vatten avleds till ett gemensamt utjämningsmagasin närmare Tjursbosjöns strand, där även reningsverket lokaliseras. Ett annat alternativ är att utnyttja gruvan som utjämningsmagasin och avleda även uppsamlat lakvatten dit. Detta alternativ kräver installation av en pumpstation även i gruvan, men behovet av att anlägga ett särskilt utjämningsmagasin bortfaller.

Totalt behöver ca 40 000 m³ vatten per år omhändertas och renas, varav ca 20 000 m³ utgörs av gruvvatten från Stollgången. Utjämningsbehovet, för utjämning vid snösmältning, stora nederbördsmängder etc. bedöms till ca 2 000 m³. För att säkerställa effektiviteten och undvika driftproblem bör reningsverket vara inbyggt.

11.2.3 Källbarriärer - gruvavfall

För att begränsa uppkomsten av förorenat lakvatten från gruvavfallet behöver åtgärder vidtas som inhiberar de processer som genererar läckaget av föroreningar. Den grundläggande processen är vittring (oxidation) av sulfidmineral vid kontakt med luft (syre). Den andra viktiga processen är nederbördens utlakning av vittringsprodukter (lakvattenbildning). De åtgärder som bedöms vara tillämpliga är främst två:

- täckning på plats,
- urgrävning och omhändertagande på annan plats.

Efterbehandling av gruvavfall genom täckning är en väl beprövad metod som bl.a. användes vid efterbehandlingen av Bersbo. Med en rätt utformad täckning kan diffusionen av syre till avfallet begränsas med mer än 95 % och lakvattenbildningen i storleksordningen 90 %. I en första fas efter att en täckning påförts begränsas effekten till den minskade lakvattenproduktionen medan lakvattenhalterna styrs av utlösning av de upplagrade vittringsprodukterna. Efter denna ursköljningsfas, som kommer att ta mycket lång tid, kan effekten av den begränsade vittringshastigheten ytterligare begränsa läckaget.

En täckning på gruvavfall bör utformas med ett relativt mäktigt tätskikt under en skyddstäckning, men utan dräneringslager. Skälet för detta är att diffusionsmotståndet mot syre förbättras ju större andel av täckningen som är vattenmättad. Ett dräneringslager i täckningen underlättar avrinning vilket i och för sig innebär att lakvattenbildningen minskar, men också att syretransporten till avfallet ökar.

Urgrävning av avfallet och omhändertagande på annan plats är sannolikt den hittills vanligaste efterbehandlingsmetoden för förorenade områden i Sverige. Metoden innebär att föroreningarna avlägsnas från platsen vilket effektivt eliminerar läckaget av föroreningar, men att åtgärder för att begränsa läckaget måste vidtas på annan plats (se nedan avsnitt 13.3.6).

11.2.4 Källbarriärer - gruvan

För att begränsa läckaget från gruvan måste samma processer som i gruvavfallet kontrolleras. Detta innebär att såväl syretransporten till gruvan som vattenströmningen genom densamma behöver begränsas.

Syre når gruvan främst via konvektion genom gruvhålen (inkluderat stollgången) in i gruvgångarna. För att begränsa denna behöver gruvhålen således pluggas. Detta medför också att flödet av gruvvatten minskar med ca 30 %, som är den andel av gruvvattnet som förmodas bildas genom tillrinning av ytvatten direkt till gruvhålen. Pluggning av stollgången har också en gynnsam effekt på lakvattenbildningen eftersom den nuvarande kanalen för utflöde av gruvvatten stängs av. Hydrogeologiska modelleringar visar att om avrinningen genom stollgången kan minskas med 90 % höjs vattennivån i gruvan med 20 m vilket minskar den exponerade yta som kan vittra. Samtidigt minskar flödet genom gruvan eftersom höjningen av vattenytan avsevärt minskar ytan på det avrinningsområde varifrån vatten dräneras till gruvan.

För pluggning av gruvhål och stollgång bedöms det som mest ändamålsenligt att utföra betonggjutningar som massiva pluggar av höghållfast betong utan armering som bär genom valvverkan. Möjligen kan fiberarmering (plastfibrer) utnyttjas. Normalt utförs denna typ av gjutningar

med stålarmrad betong. Denna typ av konstruktion bedöms som mindre lämplig eftersom korrosion i stålarmeringen sannolikt uppkommer vilket minskar konstruktionens livslängd. Att betongkonstruktioner utan armering kan ges en mycket hög beständighet visas av att ett stort antal liknande konstruktioner finns kvar från romartiden.

Pluggningen kan behöva kompletteras med ridåinjektering, främst kring stollgången, för att den önskade flödesminskningen skall erhållas.

11.2.5 Källbarriärer – förorenade sediment

För att minska spridningen från de förorenade sedimenten finns två principiellt olika metoder som kan användas:

- övertäckning i syfte att immobilisera föroreningarna,
- muddring för att avlägsna föroreningarna och omhänderta dessa på annan plats.

Övertäckningar kan utföras som en jordtäckning eller som en s.k. geltäckning. Den förra metoden innebär utläggning av jordmassor med särskilt utformade utläggare, sannolikt skulle även en förstärkning med geotextil erfordras med hänsyn till stabilitetsförhållandena. Den andra metoden innebär spridning nära botten av fällningskemikalier som flockas och sedimenterar på botten. De undersökningar som har utförts av sedimenten visar att en uppåtriktad diffusion av metaller pågår i sedimenten, och att denna process är snabbare än den naturliga överlagringen av sedimenterande material. Detta innebär att en täckning på längre sikt skulle kontamineras av metaller som vandrar uppåt i sedimenten. Metoden bedöms därför inte som tillämpbar. Alternativet med täta täckningar bedöms inte heller som genomförbar, dels med hänsyn till svårigheterna att åstadkomma sådana, dels med hänsyn till att sedimentens innehåll av organiskt material sannolikt innebär att en viss metangasbildning äger rum (p.g.a. anaeroba nedbrytningsprocesser) och att bildad gas måste kunna avgå fritt om inte täckningen skall skadas.

För muddring av sedimenten finns fyra principiellt olika metoder som kan tillämpas:

- sugmuddring,
- grävuddring,
- tryckmuddring,
- frysmuddring.

Den metod som är vanligast vid muddring av förorenade sediment är sugmuddring med liggande skruv och avskärmat muddringshuvud. Med hjälp av skruven förflyttas sedimenten till en pump som suger upp muddermassorna tillsammans med vatten och pumpar dessa vidare som slurry till land i en rörledning. Pumpning kan normalt ske över stora avstånd (flera kilometer). Vid pumpning över längre sträckor eller stora nivåskillnader kan tryckstegning ske i mellanstationer. Avverkningen sker genom att muddringshuvudet förs fram och åter och ”hyvlar” botten i pallar. Detta kan ske antingen med en rörlig arm som svingas fram och åter medan muddarfarkosten förflyttas i en rak linje eller med en fast arm monterad på ett mudderverk som svingas fram och åter i stråk. Förflyttningen av mudderverket sker med motordrivna vinschar på vajrar förankrade i land. Denna metod har två stora fördelar; dels sker avverkningen skonsamt med minimal partikelspridning, dels blir avverkningskontrollen mycket god med hjälp av modern positioneringsteknik eftersom muddringshuvudet inte behöver lyftas och muddringssnittet blir plant (eller parallellt med botten). Nackdelen med tekniken är att man får en relativt stor inblandning av vatten i sedimenten, vatten som måste avskiljas och renas innan det återförs till sjön.

En annan intressant teknik för muddring av förorenade sediment är en ”sug- och tryckmetod”. Metoden liknar sugmuddring i det avseendet att losstagnation av sediment sker i ett slutet muddringshuvud och transporteras till en muddarfarkost. Sedimenten förs därefter vidare till land via

en ledning. Därmed begränsas grumlingen på samma sätt som vid sugmuddring. En viktig skillnad jämfört med sugmuddring är att någon inblandning av vatten vid avverkning och transport av de förorenade sedimenten inte behövs. I stället trycks de avverkade sedimenten från muddringshuvudet via muddringsfarkosten och vidare till land genom ledningen med stora kolvpumpar. Genom att inblandning av vatten undviks får de muddrade sedimenten en pastaliknande konsistens i stället för den slurry som fås vid sugmuddring. Beroende på transportavstånd kan mellanliggande tryckstegringsstationer fordras. Denna metod har inte ännu provats i Sverige.

Grävuddring kan utföras med traditionella grävmaskiner både från land och från flytande arbetsplattformar. I princip kan alla typer av sediment avverkas, oberoende av typ, fasthet, förekomst av rotfilt etc. Olika typer och storlekar på skopor finns. Med rätt maskinval kan man nå relativt stora djup (storleksordningen 20 m). Grävmaskiner kan även utnyttjas för strandmuddring där åtkomligheten kan vara begränsad och inblandning av sten och block ofta utgör hinder. En nackdel med grävuddring är grumling och risk för spridning av föroreningar med partiklar som frigörs. För att i någon mån motverka detta har slutna gripskopor utvecklats. Dessa består av två eller flera delar som kan öppnas och slutas med vajrar eller på elektrisk och hydraulisk väg. Förutom risken för grumling utgör också svårigheterna att enkelt kontrollera avverkningen under utförandet en nackdel med grävuddring i förhållande till sugmuddring eftersom skopan hela tiden behöver lyftas och sänkas medan sugmudderverkets muddringsverktyg hela tiden hålls nedsänkt i avverkningsposition. Detta har dock förbättrats något under senare tid genom användning av differentiell GPS-teknik som medger en snabb positionering med relativt hög noggrannhet och utveckling av skopor som medger att tämligen plana snitt erhålls. Kontrollerbarheten vid avverkning måste dock fortfarande anses vara sämre än för de bästa sugmudderverken.

Markfrysning har sedan många år använts för att öka hållfastheten och minska inläckaget av vatten vid schaktning och byggande i jord och berg. Utveckling av denna teknik sker idag för att genom frysning stabilisera och föra bort förorenade sediment. Metoden har hittills endast används i mindre skala. Frysningen och upptagningen av sedimenten nyligen runt det flygplan (DC3) som försvann i Östersjön under spaningsuppdrag den 13 juni 1952, visar att metoden går att använda på stort djup; vattendjupet var vid detta tillfälle cirka 130 meter. Frysmuddring är speciellt lämplig vid svårt förorenade platser samt för muddring av platser som är svåra att nå med stora maskiner. Frysmuddring utförs genom att det förorenade sedimentet fryses i sektioner. Frysningen induceras via en elektrisk driven kylanläggning eller med flytande kväve. En köldbärarvätska leds genom frysceller ned i sedimentet. Fryscellerna kan bestå av plattor eller av rör som sätts eller borras ned i sedimenten. När sedimentet fruset lyfts det i sin stabila frusna form. Stabiliteten gör att endast små mängder förorenade sediment lösgörs till vattenmassan.

Frysningmuddringens främsta fördelar ligger i liten grumling, hög precision, enklare avvattning och flexibel uppställning (frysaggregatet behöver inte placeras omedelbart intill sedimenten). De största nackdelarna ligger i den begränsade kapaciteten och energiåtgången. Man beräknar att 100 kWh per m³ sediment åtgår för frysning, varav en del dock kan återvinnas genom värmeväxling.

11.2.6 Behandling av förorenade massor

De förorenade massorna utgörs främst av gruvavfall med metallföroreningar. Att föroreningarna består av grundämnen innebär att de inte kan destrueras genom behandling, möjligen immobiliseras. Att avfallet utgörs av gruvavfall innebär att separationsmetoder (exempelvis jordtvätt) inte är möjliga att genomföra. Eftersom metallhalterna i avfallet är höga bör det däremot vara fullt möjligt att utvinna metaller genom anrikning av avfallet med moderna metoder. De beräkningar som genomförts visar dock att det koncentrat som kan framställas inte skulle vara möjligt att avyttra på grund av för högt innehåll av vismut. Omhändertagande av massorna innebär därmed att förvaringslösningar måste tillämpas.

Stabilisering av typen *kemisk fixering* tillämpas kan användas för att immobilisera föroreningarna. För metallföroreningar innebär detta oftast en behandling för att binda metallerna i sulfidform, den form i vilken metallerna återfinns i gruvavfallet. Sulfiderna är kemiskt stabila och svårlösliga så länge de inte utsätts för syre och kan oxidera. Att överföra de sulfidbundna metallerna i avfallet till en annan form som skulle vara mer kemiskt stabil bedöms inte som genomförbar. De förorenade sedimenten, där metallerna är bundna i flera olika former, skulle vara teoretiskt möjliga att behandla för att i större utsträckning åstadkomma en sulfidbindning. En sådan behandling bedöms dock som förenad med stora kostnader och knappast som motiverad. Större delen av metallinnehållet föreligger även i sedimenten i former som är tämligen stabila i syrefria miljöer. Liksom för gruvavfallet, bedöms i stället den viktigaste behandlingen vara en förvaring som minimerar syretillträdet.

Fysisk stabilisering kan ha två syften. Dels används det som *solidifiering* för att skapa en större kropp av avfallet för att minska vattengenomströmningen och på det sättet minska utlakningen, dels tillämpas det i syfte att skapa högre hållfasthet och bättre deformationsegenskaper hos lösa massor som annars kan vara svåra att omhänderta i en deponi. Solidifiering innebär vanligtvis också att ett visst mått av kemisk fixering erhålls, i detta fall främst av redan vittrade men återfastlagda metaller. En solidifiering av gruvavfallen skulle sannolikt innebära en positiv inverkan på både vittring och utlakning eftersom solidifieringen också innebär att diffusionen av syre i avfallsmatrisen skulle begränsas. Emellertid är porositeten i avfallet stor och stora mängder solidifieringsmedel skulle därmed krävas och medföra en hög kostnad.

De muddrade och avvattnade sedimenten kan förmodas få en låg hydraulisk konduktivitet och effekten på vattengenomströmningen av en solidifiering blir därmed inte lika stor. Däremot kan en fysisk stabilisering komma att behövas för att höja hållfastheten och förbättra deformationsegenskaperna, beroende på val av avvattningsmetod och deponeringsförfarande. En sådan stabilisering kräver en betydligt mindre mängd stabiliseringsmedel och kostnaderna blir överkomliga. Ett alternativt sätt att åstadkomma en hållfasthetshöjning och begränsa framtida sättningar är genom förbelastning, varvid massorna belastas under tillräckligt lång tid för att konsolideringssättningarna skall hinna utbildas. Förbelastningen tas därefter bort och sluttäckningen etableras. Huruvida stabilisering eller annan grundförstärkningsmetod behöver användas är delvis beroende på val av avvattningsmetod och deponeringsförfarande.

De förorenade sedimenten har till skillnad från övriga avfall en hög organisk halt (ca 30 % bestämt som glödgningsförlust). P.g.a. det höga metallinnehållet måste det klassificeras som farligt avfall. Detta innebär att sedimenten enligt NFS 2004:10 (som bl.a. innehåller gränsvärden för mottagning av avfall vid deponier) inte får deponeras utan förbehandling som reducerar det organiska innehållet ned till $TOC \leq 5\%$. Det finns dock en dispensmöjlighet som medger deponering av avfall som innehåller upp till $TOC 15\%$. Hur stor del av glödgningsförlusten som utgörs av TOC är inte utrett, men det är inte omöjligt att ett krav på 15% TOC kan innehållas utan behandling. Den behandlingsmetod som annars blir aktuell är *förbränning*, en behandlingsmetod som är förenad med höga kostnader eftersom sedimenten på grund av sitt höga vatteninnehåll inte ger något energiutbyte och förbränning måste ske i en anläggning som har tillstånd att förbränna farligt avfall av denna typ, alternativt i en mobil anläggning på platsen.

11.2.7 Avvattning av muddermassor

Alla muddringsmetoder innebär att de muddrade sedimenten måste avvattnas. Även om man väljer en metod som inte innebär inblandning av ytterligare vatten är sedimentens ursprungliga TS-halt så låg att en avvattning krävs för att dessa skall bli tillräckligt stabila att hantera i en deponi.

Man kan särskilja tre olika huvudprinciper för avvattning av muddrade sediment:

- mekanisk avvattning som utnyttjar maskinell utrustning

- passiv avvattning genom sedimentering i bassänger
- avvattning i s.k. geotuber

De vanligaste utrustningarna för mekanisk avvattning av muddrade sediment är silbandspressar, men även centrifuger används. Silbandpressarna ger oftast ett bättre resultat, kräver mindre energi och är inte lika slitagekänsliga om friktionsmaterial förekommer i sedimenten. Sedimentens egenskaper kan dock ibland medföra svårigheter vid pressning varvid centrifuger måste användas.

Före avvattningssteget krävs en föravskiljning av grovmaterial som kan ske med galler samt en station för inblandning av polymer som flockningsmedel. I processen kan även ingå kompletterande förbehandling såsom försedimentering eller cykloner för avskiljning av sand och grus och förtjockare för att öka sedimentens torrsubstanshalt (TS) före slutsteget. Vidare krävs en buffert i form av en utjämningsbassäng så att muddring och avvattning kan ske utan att vara direkt beroende av varandra.

Passiv avvattning innebär att sedimentslurryn pumpas till en stor bassäng där sedimenten fås att sedimentera, vanligen med tillsats av polymer som flockningsmedel. Bassängen kan byggas på land och vara helt dränerad, eller som en invallning i vattenområdet. Framför allt dränerade bassänger kan grävas ur och återanvändas för återkommande muddringskampanjer. Denna avvattningsteknik har bl a utnyttjats vid muddringar i Kalmar hamn. Bassänger för passiv avvattning kan också dimensioneras för att utgöra ett slutligt omhändertagande som deponi för de förorenade sedimenten.

Avvattning i geotuber kan sägas vara ett mellanting mellan mekanisk och passiv avvattning. Med denna teknik pumpas sedimentslurryn in i stora tuber av geotextil, vilka fungerar som filter. Genom att ett övertryck byggs upp inne i rören pressas vatten ut genom textilväggarna medan sedimenten kvarhålls inne i tuberna. För att underlätta dräneringen kan polymer tillsättas sedimentslurryn som flockningsmedel. Tuberna läggs upp på ett dräneringslager som, genom val av kornstorlek, också kan utgöra ett ytterligare partikelfilter, på ett underliggande tätskikt för uppsamling och slutlig rening av avrinnande vatten.

Det vatten som avskiljs i en avvattningsanläggning måste tas om hand och renas innan det återförs till recipienten. Vid muddringar är det oftast tillräckligt med en reningsanläggning som avskiljer suspenderad substans från returvattnet, exempelvis med en konventionell flocknings-, flotations- och sedimenteringsanläggning. Om det frångående vattnet efter muddring har höga halter av lösta metaller kan dessa avskiljas med kemisk fällning.

11.2.8 Deponering

I Sverige finns för närvarande endast ett fåtal deponier som har tillstånd att deponera gruvavfall som utgör farligt avfall. Transportavstånden till dessa är tämligen långa. För de åtgärdsalternativ som genererar begränsade mängder avfall utgör dessa deponier den naturliga slutstationen för urgrävda avfall.

Vid genomförande av något av de åtgärdsalternativ som genererar stora mängder avfall kommer en lokal deponi att utgöra ett mer kostnadseffektivt alternativ. Av denna anledning har en lokaliseringstudie genomförts för en deponi inom 20 km från Gladhammar. Inom sökområdet har totalt 11 möjliga platser påträffats. Av dessa har ett område vid Gustavsberg sydost om Tjursbosjön bedömts som mest lämpligt med hänsyn till bl.a. geologiska och hydrogeologiska förhållanden, avstånd till bebyggelse, transporter m.m. Transportavståndet dit är ca 7 km.

Enligt förordningen 2001:512 om deponering av avfall skall en geologisk barriär underlagra deponin. Med hänsyn till att åtminstone varpen måste placeras i en deponi för farligt avfall ställs kravet på denna högt, för en naturlig barriär skall strömningstiden till närmsta recipient (ytvattenrecipient eller skyddsvärt grundvatten) vara minst 200 år. Detta bedöms inte som möjligt för något

lokaliseringsalternativ. I stället kan deponin förses med en konstgjord geologisk barriär som är minst 0,5 m mäktig med mycket högt ställda krav på täthet. Därtill skall deponin förses med ytterligare botten tätning och en dränering för uppsamling av lakvatten. När deponeringen är genomförd skall deponin förses med tätskikt och skyddstäckning. För såväl botten tätning som toptätning är dimensioneringskravet att läckaget får uppgå till högst 5 l/m²/år. Detta åstadkoms vanligen genom en kombination av tätskikt och dräneringsskikt som säkerställer en effektiv avrinning över detta så att den hydrauliska gradienten begränsas.

Med hänsyn till att deponin till stor del kommer att innehålla sulfidmalmsavfall och att det bedöms som minst lika viktigt att begränsa syrediffusionen till avfallet bör tätskiktet vara relativt mäktigt och dräneringen uteslutas. Sannolikt innebär detta att tätskiktet kommer att utföras av BES (stenmjöl eller sand med inblandning av bentonit, en svällande lera som ger en mycket hög täthet under förutsättning att inblandningen är rätt dimensionerad och utförd). En sådan utformning innebär att täckningen kommer att hålla en högre vattenmättnadsgrad under en större del av året vilket är gynnsamt med hänsyn till syretransporten, men sannolikt kommer att medföra en högre lakvattenbildning. För det fall sedimenten ingår i efterbehandlingen och skall tas om hand är det förenat med stora svårigheter att anlägga och packa ett tätskikt av t.ex. BES eftersom sedimenten förmodas vara relativt lösa och inte tillräckligt styva för att packning skall fungera. I detta fall kan gruvavfallen läggas under sedimenten, som är fin korniga och vattenmättade och sannolikt kommer att utgöra en effektiv syrespärr varefter täckningen kan utföras med en s.k. kompositätning (lgeomembran med ren bentonit överlagrad av ett helsyntetiskt geomembran typ HDPE). För att sedimenten skall kunna deponeras utan förbehandling krävs dock en dispens från mottagningskriterierna (NFS 2004:10) se ovan.

Ett annat deponeringsalternativ, som är anpassat till massornas karaktär av gruvavfall, är deponering under vatten i Gruvviken. För vittrande sulfidmalmsavfall kan deponering under vatten innebära en effektiv syrespärr som mer eller mindre helt stoppar fortsatt vittring. Effekten bygger på att diffusionen för syre i vatten är mycket långsam i förhållande till diffusionen i luft (skillnaden är ca 10 000 ggr). En förutsättning för att detta skall fungera effektivt är att cirkulation av vatten i massorna kan undvikas, som annars kontinuerligt skulle kunna tillföra syre löst i vatten genom konvektiv strömning. Eftersom gruvavfallet är grovkornigt kräver detta en invallning bakom vilken avfallet kan deponeras och en täckning med finkornigt material. Eventuellt kan också en strömningsavskärande tättyllning behövas mot land, om grundvatteninströmningen annars kan få betydelse för tillförsel av syre och utlakning av föroreningar. Denna typ av deponier strider mot förordningen 2001:512 om deponering av avfall eftersom vare sig geologisk barriär, botten tätning eller botten dränering kan anläggas. Det finns dock en möjlighet att få avsteg från dessa regler om man kan visa att riskerna för hälsa och miljö inte ökar. Möjligheterna att begränsa lakvattenbildningen är dessutom goda med en lämplig utformning av invallningen eftersom gradienterna för strömning genom avfallet då blir små. Vid samtidig deponering av gruvavfall och förorenade sediment kan det vara lämpligt att först deponera gruvavfallet innanför en invallning och därefter utnyttja bassängen för passiv avvattning med samtidig deponering av sedimenten genom sedimentering över gruvavfallet. Avslutningsvis täcks deponin med rena massor och avslutas över vattenytan. En deponi av denna typ har förutsättningar att fungera mycket bra även i ett långt tidsperspektiv och utgör sannolikt det mest kostnadseffektiva alternativet.

11.3 Åtgärdsförslag

För att uppnå respektive åtgärds mål för de olika åtgärdsnivåerna (beskrivna i avsnitt 11.1) kan olika åtgärds metoder (beskrivna i avsnitt 11.2) användas, eller kombinationer av åtgärder genomföras. För de fem åtgärdsnivåerna har totalt tolv olika åtgärder eller kombinationer av åtgärder analyserats. En sammanställning av de olika åtgärds kombinationerna, deras konsekvenser och kostnader återfinns i Bilaga 1.

11.3.1 Nivå 1 - Områdesrestriktioner m.m.

Fungerande områdesrestriktioner är ett sätt att eliminera risken att föroreningarna påverkar människors hälsa och miljö, utan att några egentliga fysiska ingrepp görs i gruvområdet eller dess omgivning. Ett sätt kan vara att länsstyrelsen förklarar området som ett miljöriskområde enligt 10 kapitlet Miljöbalken.

Riskbedömningen visar att de hälsorisker som föreligger är förknippade med intag och hudkontakt med de avfall som har höga halter av arsenik. Någon risk för exponering för förorenat grundvatten (som dricksvatten) eller påverkan i samband med intag av t.ex. bär och svamp bedöms inte finnas. Därmed bedöms en tillräcklig åtgärd vara information till närboende och passerande om vilka hälsorisker som finns. Man kan också överväga att lägga om Tjustleden (en vandringsled) så att den inte passerar genom området. Vidare måste gruvhålen hållas instängslade för att begränsa risken för olycksfall.

Områdesrestriktioner kan behöva användas på alla åtgärdsnivåer, beroende på vilka övriga åtgärder som genomförs. På samtliga nivåer finns nämligen åtgärdsalternativ som ger möjlighet att behålla gruvmiljön i huvudsak intakt, varvid hälsorisker i samband med exponering för avfallen måste begränsas med administrativa styrmedel.

För att denna typ av åtgärder skall fungera på lång sikt krävs regelbundet återkommande informationsinsatser, underhåll av skyltning, stängsel m.m. Med en genomsnittlig kostnad kring 100 000 SEK/år behövs en fondering i storleksordningen 6,7 Mkr vid en realränta på 3 % för att täcka samtliga framtida kostnader.

11.3.2 Nivå 2 - Åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp

Syftet med att genomföra åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp är att reducera belastningen på recipientsystemet nedströms Tjursbosjön. För att genomföra detta krävs installation av någon typ av reningsanläggning för vattnet som lämnar Tjursbosjön. Även om metallhalter i Tjursbosjön är mycket höga vid en jämförelse med naturliga bakgrundshalter är de mycket låga ur reningsteknisk synvinkel, vilket innebär en svårighet för denna åtgärd. Den utredning som genomförts visar dock att det bör vara möjligt att åstadkomma en tillräcklig rening, men att närmare undersökningar måste genomföras för att klarlägga vilken reningsteknik som är bäst lämpad. Den teknik som bedöms ha bäst förutsättningar att fungera är membranseparering (uppkoncentrering i nanofilter) kombinerad med jonbyte och kemisk fällning.

En nackdel med denna typ av åtgärd är att en reningsanläggning kräver kontinuerlig tillsyn med återkommande drift- och underhållsåtgärder, förbrukning av fällningskemikalier, omhändertagande av metallhydroxidslam m.m. På grund av detta blir kostnaderna också höga. För det fall membranseparering måste ingå (vilket bedöms som troligt) kan den totala investeringskostnaden uppskattas till 50-55 Mkr (inklusive byggherrekostnader m.m.) och driftkostnaden till ca 2 Mkr per år. Med en fondering för drift- och underhåll med en bedömd kostnad om 2 Mkr/år och en antagen reinvestering om 30 Mkr vart femtionde år krävs en fondering i storleksordningen 87 Mkr vid en realränta på 3 %. Den troliga totalkostnaden beräknas därmed uppgå till ca 140 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 125-155 Mkr. Vid uppskattning av variationsintervallet har dock ingen hänsyn tagits till variationer i räntan.

Åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp behövs endast vid tillämpning av åtgärdsnivå 2. Med en högre ambitionsnivå åstadkommer man motsvarande, eller större, reduktion av utsläppen med åtgärder högre upp i avrinningsområdet (främst gruvområdet).

11.3.3 Nivå 3 - Åtgärder inom gruvområdet

Dessa åtgärder syftar till att begränsa läckaget från gruvområdet till Tjursbosjön och är aktuella inom åtgärdsnivåerna 3-5. För sådana åtgärder finns två huvudalternativ:

- a) Det första alternativet innebär att gruvområdet i huvudsak lämnas intakt, men att uppsamlingsledningar, pumpar och en reningsanläggning för uppsamlat vatten anläggs mellan området och Tjursbosjön. Avrinningsförhållanden är sådana att en effektiv uppsamling av såväl gruvvatten (som avleds i Stollgången) och lakvatten från avfall kring gruvan (som i huvudsak avrinner ytligt eller dräneras till Stollgången) bedöms vara möjlig att åstadkomma. Dock måste avfallet vid stranden schaktas bort och omhändertas eftersom det inte bedöms vara möjligt att samla upp lakvatten från detta. Även området vid Torsfall åtgärdas genom urgrävning och omhändertagande. Alternativet innebär att en reningsanläggning kommer att behöva drivas och underhållas under mycket lång tid framöver, liksom information och restriktioner för utnyttjandet, men också att kulturmiljön i huvudsak kan bevaras.

Kostnaderna för ett genomförande av denna åtgärd (d.v.s. kostnaden för åtgärder på åtgärdsnivå 3) bedöms till storleksordningen 50 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 45-65 Mkr. Av detta utgör ca 15 Mkr fonderingar för framtida drift- och underhållskostnader samt reinvesteringar.

- b) Det andra alternativet innebär att allt avfall på land schaktas bort och omhändertas, omfattande ca 33 000 m³ avfall (avfall som ligger under vatten i Gruvviken kvarlämnas). Detta kombineras med en pluggning av Stollgången och igengjutning av gruvschakten. För dessa tillämpas kraftiga, massiva betonggjutningar utan armering vars bärande funktion tillgodoses genom valvverkan. Hydrogeologiska modelleringar visar att grundvattenytan i gruvan kan förväntas stiga med ca 20 m varvid avrinningen till gruvan och därmed läckaget av metaller till Tjursbosjön avsevärt skulle minska. Med dessa åtgärder bortfaller behovet av restriktioner för området samtidigt som behovet drift- och underhållsåtgärder minimeras (ett visst tillsynsbehov kommer dock att finnas kvar, för området och för en trolig deponi). Denna åtgärd förstör dock större delen av de kulturhistoriskt intressanta lämningarna.

Kostnaderna för ett genomförande av denna åtgärd (d.v.s. kostnaden för åtgärder på åtgärdsnivå 3) bedöms till storleksordningen 40 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 35-50 Mkr (inklusive kostnader för omhändertagande av bortgrävt avfall i en lokal deponi).

11.3.4 Nivå 4 - Åtgärder inom gruvområdet och i Gruvviken

Åtgärder mot gruvavfall under vatten och förorenade sediment genomförs på åtgärdsnivåerna 4 och 5, som komplement till åtgärderna för gruvområdet som beskrivs ovan (nivå 3). På åtgärdsnivå 4 omfattar åtgärderna Gruvviken.

De åtgärder som bedöms ge varaktig effekt är muddring av avfall i Gruvviken och förorenade sediment.

Muddring av avfallet under vatten kan (och måste) till stor del ske som grävuddring beroende på dess kornstorlek. Denna muddring omfattar ca 15 000 m³ avfall i Gruvviken. För att förhindra partikelspridning under arbetet bör detta utföras bakom skyddsskärm.

De förorenade sedimenten utgörs av lösa och finkorniga massor som måste muddras med utrustning som är särskilt anpassad för förorenade sediment och eventuellt bakom skyddsskärm. Idag finns det relativt mycket erfarenheter från denna typ av muddringar. Vanligtvis innebär miljökraven att muddring utförs med sugmudderverk utrustade med avskärmade skruvar för att förhindra partikelspridning. Detta medför att sedimenten blandas med avsevärda mängder vatten vid

muddringen och att en anläggning för avvattning av sedimenten och rening av returvattnet måste byggas upp och drivas under genomförandetiden.

Vid genomförande av åtgärder på nivå 4 omfattas ca 180 000 m³ förorenade sediment av muddring. Den totala kostnaden för genomförande av åtgärder på denna nivå beror på valet av åtgärder för gruvområdet och valet av omhändertagande av de förorenade massorna. För det minst kostnadskrävande alternativet bedöms totalkostnaden för alla åtgärder på nivå 4 till i storleksordningen 160 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 125-185 Mkr. För det mest kostnadskrävande alternativet bedöms kostnaderna till i storleksordningen 200 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 180-275 Mkr.

11.3.5 Nivå 5 – Fullständig efterbehandling

Vid genomförande av åtgärder på nivå 5 omfattas gruvområdet enligt beskrivningen ovan (nivå 3), gruvavfall i sjön enligt beskrivning enligt ovan (nivå 4) samt ca 550 000 m³ förorenade sediment i hela Tjursbosjön. Även på denna nivå blir den totala kostnaden för genomförande av åtgärderna beroende av valet av åtgärder för gruvområdet (se avsnitt 11.3.3) och valet av omhändertagande av de förorenade massorna. För det minst kostnadskrävande alternativet bedöms totalkostnaden för alla åtgärder på nivå 5 till i storleksordningen 365 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 250-410 Mkr. För det mest kostnadskrävande alternativet bedöms kostnaderna till i storleksordningen 430 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 270-425 Mkr.

12. REFERENSER

- Banks D., Younger P. L., Arnesen R.-T., Iversen E. R., Banks S. B. (1997) Mine-water Chemistry: The Good, The Bad and The Ugly. *Environmental Geology* 32:157-174.
- Benjamin M. M., Honeyman B. D. (2000) Trace Metals ur: Jacobson M. (ed.), Charlson R., Rohde H., Orians G. (2000) *Earth System Science Academic Press San Diego*.
- Blowes D. W., Jambor J. L. (1990) The Pore-water Geochemistry and The Mineralogy of The Vadoze Zone of Sulfide Tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry* 5:327-346.
- Bowell R.J., Bruce I. (1995) Geochemistry of iron ochres and mine waters from Levant mine, Cornwall. *Applied Geochemistry* 10:237-250.
- British Columbia Acid Mine Drainage Task Force (1989) Draft acid rock drainage technical guide, vol 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report.
- Coston J.A, Fuller C.C., Davis J.A (1995) Pb^{2+} and Zn^{2+} adsorption by a natural aluminium and iron bearing surface coating on an aquifer sand. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59:3535-3547.
- 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.
- Eriksson H. (2005) Grundvattnets geokemi vid Gladhammars gruvfält, Västervik. Effekter av äldre tiders kobolt- och kopparbrytning. LiU-Tema V-Ex-7. Examensarbete vid Linköpings Universitet.
- Hall G.E.M., Vaive J.E., Beer, R., Hoashi, M. (1996a) Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. *Journal of Geochemical Exploration* 56: 59-78.
- Hall G.E.M., Vaive J.E., MacLaurin A.I. (1996b) Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus and soils. *Journal of Geochemical Exploration* 56: 23-36.
- Holm, B (1994, 1996): Naturvärdesbedömning av sjöar i Västerviks kommun 1994 och 1996, Miljö- och hälsoskydds nämnden, Västerviks kommun
- Holmström H., Ljungberg J., Öhlander B. (1999) Role of carbonates in mitigation of metal release from mining waste. Evidence from humidity cells tests. *Environmental Geology* 37:267-280.
- Horowitz A.J., Elrick K.A., Robbins J.A., Cook R.B. (1995) Effect of mining and related activities on the sediment trace element geochemistry of Lake Coeur D'Alene, Idaho, USA. Part II Subsurface sediments. *Hydrological Processes* 9:35-54.
- Johansson Å., Willaredt J. (1992) Metallutlakning från Gladhammars gruva – påverkan på nedströms belägna sjöar, Examensarbete 1992:M11 Institutionen för naturvetenskap, Högskolan i Kalmar.
- Johansson K.F. (1924). Bidrag till Gladhammar-Gruvornas mineralogi. *Arkiv för Kemi, Mineralogi och Geologi* 9:8.

Johnson C. A. (1986) The Regulation of Trace Element Concentrations in River and Estuarine Waters Contaminated with Acid Mine Drainage: The Adsorption of Cu and Zn on Amorphous Fe Oxyhydroxides *Geochimica et Cosmochimica Acta* 50:2433-2438.

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

Livsmedelsverket (2001) Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30.

Ljungberg J. (1999) The geochemical dynamics of mine tailings at Laver and Stekenjokk, Northern Sweden. Doktorsavhandling Luleå tekniska universitet. 1999:38.

Myrica (2004) Djupkartor för Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön.

Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Grundvatten NV-rapport 4915, 140 sid.

Naturvårdsverket (1999b) Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. NV-rapport 4918.

Regnell O., Ewald G., Lord E. (1997) Factors controlling temporal variation in methyl mercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. *Limnology and Oceanography* 42:1784-1795.

SGU (2002) SGU – Miljöövervakningsdata http://www.sgu.se/sgu/sv/miljo/overvakn/data_s.htm acc: 2005-03-23.

Singer P., Stumm W. (1970) Acid Mine Drainage: The rate-determining step *Science* 167:1121-1123.

SMHI (1991) Temperaturen och nederbörden i Sverige, 1961-1990, Referensnormaler. SMHI nr 81.

SMHI (1994) Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden 1961-1990 av Nederbörd, Avdunstning och Avrinning. SMHI nr 49.

Sobek A.A., Schuller W.A., Freeman J.R., Smith R.M. (1978) Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils. US EPA report, EPA-600/2-78-054, 1978, 203 s.

Tegengren F.R. (1924) Sveriges ädlare malmer och bergverk. SGU Ser Ca No 17.

Västerviks kommun (2003) Gladhammars gruvfält utökad förstudie.

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

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.