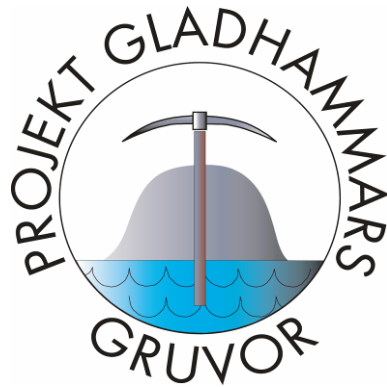


Miljökonsekvensbeskrivning
Med teknisk beskrivning

2009-05-07



ICKE-TEKNISK SAMMANFATTNING

Bakgrund

Gladhammars gruvfält har nyttjats för brytning av järn, koppar och kobolt från 1500-talet fram till 1800-talets slut. Verksamheten har genererat stora mängder avfall, främst grovkornigt avfall (ca 40 000 m³ varp och ca 6 000 m³ slagg), men även mindre mängder finkornigt avfall (ca 1 200 m³ lakrest och anrikningssand). Avfallen har i historisk tid deponerats utspritt inom området och även i den intilliggande Tjursbosjön. Därtill har slagg lagts upp vid den s.k. Hyttan intill Torsfallsån, ca 2 km västnordväst om gruvområdet. Områdenas lägen samt utbredningen av gruvhål, upplagt avfall m.m. framgår av Bilaga 1.

Oxidation (vittring) av sulfidbundna metaller i de på land upplagda avfallen och utlakning av vittringsprodukterna (lösta metaller) från dessa har tillsammans med läckage av metaller från gruvan medfört att metallhalterna, framför allt av koppar men även av kobolt, i Tjursbosjön och nedströms liggande recipienter är höga, långt över såväl naturliga bakgrundshalter som de nivåer där effekter uppkommer. Västerviks kommun har därför beslutat att genomföra en sanering av de förorenade områdena med bidrag från Naturvårdsverkets anslag för efterbehandling av förorenade områden.

Planerade åtgärder

De åtgärder som planeras är:

- Förberedande åtgärder såsom iordningställande av arbetsvägar och vid behov förstärkning av befintliga tillfartsvägar, arbets- och upplagsytor, uppförande av eventuella stängsel m.m.
- Pluggning av den s.k. stollgången, som dränerar vatten direkt från gruvan till sjön. Pluggningen är tänkt att utföras med en massiv betongplugg. Åtgärden kommer att medföra en höjning av grundvattenytan som i sin tur minskar den avsänkningstratt som dräneringen genom gruvan åstadkommer. Därmed minskar vattenflödet genom gruvan och läckaget av metaller från denna begränsas i motsvarande utsträckning. Ytterligare en effekt är att delar av gruvan vattenmättas vilket på sikt ytterligare reducerar den oxidation och frigörelse av metaller som sker i gruvan idag. För att det ska vara möjligt att utföra arbetet kommer vattennivån i gruvan att behöva sänkas med ca 5 m genom pumpning av vatten. Uppfordrat gruvvatten avleds direkt till Tjursbosjön.
- Omhändertagande av varp och slagg inom gruvområdet (såväl det s.k. Holländarefältet som Solbergfältet) genom bortgrävning och uppsamling av tidigare deponerat gruvavfall.
- Omhändertagande av varp och slagg vid Hyttan genom bortgrävning. Eventuellt avfall på större djup än 0,5 m under den hittills lägsta uppmätta grundvattenytan kvarlämnas dock med täckning med återfyllningsmassor. Till en mindre del bedöms bortgrävning av slagg beröra massor som är exponerade för Torsfallsåns vattenområde.
- Tätning och täckning av gruvschaktens öppningar inom Holländarefältet. Tätningen kommer att ske genom återfyllning av gruvhål med slagg från området som stödfyllning för tätningen. Slagg som används, ca 7 600 m³, kommer troligen att förbehandlas genom krossning på plats i en mobil krossanläggning. Vid behov kommer även varp att användas som stödfyllning. Varp kommer att förbehandlas genom harpning eller krossning med sortering i olika fraktioner. Stödfyllningens övre del kommer troligen att förses med armerande betongskikt. Slutlig täckning över stödfyllningen kommer att utföras med betong som gjuts mot rensat, friskt berg och förses med skyddstäckning av morän eller motsvarande. Åtgärden innebär framförallt att tillrinningen av ytvatten till gruvan minskar, vilket i motsvarande utsträckning minskar ett framtida utläckage samt reducerar risken att gruvorna toppfylls och bräddar. Även syretillförseln kommer att reduceras vilket begränsar den framtida vittringen av sulfidmineral i gruvans väggar.

- Utläggning av övrig omhändertagen gruvvarp och slagg i Gruvviken i Tjursbosjön i anslutning till det område där varp tidigare lagts ut. Befintligt avfall i vatten schaktas ned till en lägre nivå. De massor som i historisk tid lagts på land flyttas och läggs ut i anslutning till massorna i sjön. Det utlagda avfallet, som i sin helhet kommer att ligga under vatten, täcks med erosionsbeständigt jordmaterial, t.ex. morän. Fyllningen utformas så att även täckningen i sin helhet kommer att ligga under vattenytan. Placeringen under vatten innebär att fortsatt vittring och oxidation starkt begränsas eftersom syretillgången kraftigt reduceras, samtidigt som gradienterna vilka driver strömningen av grundvatten genom avfallet blir små, vilket även reducerar lakvattenbildningen. Alternativt läggs avfallet ut på större djup i Gruvviken, under språngskiktet, och utan täckning. Under språngskiktet är vattenrörelserna små och syretillgången och vattengenomströmningen begränsas även utan att massorna täcks. Grumlingsbegränsande åtgärder, t.ex. avskärmning av arbetsområdet i vatten med en skärm av geotextil eller en luftbubbelridå, vidtas för att förhindra spridning av suspenderade botten-sediment i samband med att utläggningen utförs.
- Omhändertagande av finkornigt avfall (lakrest och vaskmull, ca 1 200 m³) vid Tjursbosjöns strand genom uppgrävning och borttransport till externt omhändertagande. Grävning kan till viss del behöva ske i direkt kontakt med Tjursbosjöns vattenområde och kommer då att utföras med grumlingsbegränsande åtgärder. Vattenmättat finkornigt avfall kommer troligen att mellanlagras vid stranden för avvattning genom självdränering innan det transporteras till mottagaren. Bortdränerat vatten får avrinna diffust till Tjursbosjön.
- Avetablering och återställning av arbetsområden.

Miljökonsekvenser

De miljökonsekvenser som kan uppkomma *under arbetstiden* är främst:

- Utsläpp av lösta ämnen till vatten i Tjursbosjön genom bortpumpning av förorenat gruvvatten och avrinning av dräneringsvatten från tillfälligt upplagda uppgrävda massor. Dessa åtgärder bedöms kunna medföra tillfälliga haltförhöjningar av de aktuella metallerna i Tjursbosjöns vatten med 3-4 %. Tjursbosjön är idag tydligt påverkad av höga metallhalter och denna tillfälliga haltökning bedöms inte kunna medföra ytterligare konsekvenser.
- Grumling i vattenområdet i Gruvviken i Tjursbosjön där schaktning och fyllning utförs. Med hänsyn till den påverkan som finns i Tjursbosjön i dagsläget bedöms sådan grumling inte kunna medföra några ökade negativa konsekvenser. Åtgärder för att förhindra att denna grumling sprids till utanförliggande vattenområden kommer ändå att vidtas, t.ex. genom installation av en geotextilskärm eller en luftbubbelridå.
- Grumling i Torsfallsån vid urgrävning av slagg kommer att begränsas i så långt som det är möjligt genom val av tidpunkt (låg vattenföring) och arbetsutförande - en vall närmast ån sparas och grävs bort först efter det att området i övrigt är rensat och återfyllt. Risken för grumling av förorenat material bedöms som liten eftersom slaggmaterialet är grovkornigt. Någon avskärmning av området med siltskärm eller liknande, som planeras för Tjursbosjön, bedöms inte som möjlig att vidta.
- Utsläpp till luft kommer främst att ske med avgaser från arbetsmaskiner och transportfordon. Tung trafik till och från arbetsområdena bedöms komma att uppgå till totalt 1000-3000 transporter. Utsläppen bedöms inte kunna bli av en omfattning som äventyrar miljö kvalitetsnormerna eller medför någon risk för människors hälsa eller miljön.

- Transporterna riskera också att ge upphov till damning, främst av finkornigt icke förorenat material från vägar etc. Finkornigt avfallsmaterial – vaskmull och lakrest – är vattenmättade och bedöms inte vara damningsbenägna. Risken för damning vid krossning av slagg och harpning av varp bedöms som liten då materialen är grovkorniga och slagg normalt inte ger upphov till någon finfraktion vid krossning. Beredskap för damningsbekämpning kommer att finnas och vid behov vidtas åtgärder, t.ex. vattenbegjutning, saltning av vägar etc.
- Buller kommer att genereras vid krossning, till följd av transporter och från arbetsfordon inom området. Bullret bedöms bli av begränsad omfattning och inte medföra väsentliga störningar för omgivningen.

De miljökonsekvenser som bedöms uppkomma *på lång sikt* är främst:

- Riskerna för påverkan på människors hälsa elimineras. Idag ligger vaskmull och lakrest exponerade vid Tjursbosjöns strand, där en vandringsled, Tjustleden, passerar. Dessa avfall innehåller arsenik i en omfattning som kan orsaka risker för människors hälsa i samband med direktexponering för de finkorniga avfallen (intag eller hudkontakt).
- En framtida minskning av utsläppen av tungmetaller från gruvområdet till Tjursbosjön. De mätbara åtgärdsmålen för de ansökta åtgärderna är att spridningen från området ska minska med 90 % och att halterna av koppar i Tjursbosjön på sikt ska minska till ca 4 µg/l. För närvarande är halten 60-90 µg/l. Det övergripande åtgärds målet för de spridningsbegränsande åtgärderna är att effekterna av utsläppen på det akvatiska livet i Tjursbosjön och i vattendragen nedströms sjön ska minska och på sikt elimineras.
- Utläggningen av varp i sjön kan på leda till upplösning och ursköljning av redan bildade vittringsprodukter som kan finnas fastlagda på kornytorna. Denna process bedöms inte kunna äventyra åtgärds målen utan kommer att överskuggas av att belastningen minskar mer eller mindre momentant när stollgången pluggats och varpen på land omhändertagits.
- Tjursbosjöns sediment är kraftigt förorenade, eftersom dessa under årens lopp fungerat som en fälla för utsläppta metaller som fastlagts i sedimenten. Fortfarande fungerar dessa sediment som en fälla. När halterna i sjön minskar till följd av de vidtagna åtgärderna finns risk för att metaller som idag är fastlagda i sjöns sediment kommer att lösas ut till vattenmassan. En sådan process skulle kunna äventyra åtgärds målen. Efter vidtagna åtgärder kommer effekterna att följas under en period av ca 30 år, motsvarande fyra omsättningar av sjöns totala vattenvolym. För det fall åtgärds målen inte uppnås kommer kommunen sannolikt att ansöka om bidrag även för efterbehandling av de förorenade sedimenten.

Tillåtlighet enligt 15 kap miljöbalken

Utläggningen av varp i Tjursbosjön kräver dispens enligt dumpningsbestämmelserna i 15 kap. 31-33 §§ miljöbalken.

Avsikten med utläggningen är att säkerställa att varpen i framtiden kommer att ligga på en plats där syretillgången och vattenomsättningen begränsas i tillräcklig omfattning för att vittring av sulfidmineral samt utlösning och borttransport av vittringsprodukter inte längre ska medföra någon risk för effekter i vattenmiljön. Dessa effekter åstadkommes på bästa sätt genom att avfallet placeras i en stagnant vattenmassa. Diffusionshastigheten för syre i vatten är endast 0,01 % av diffusionshastigheten i luft och placering av sulfidmalmsavfall under vatten är därför en erkänt effektiv metod att begränsa vittringen. För att få bästa effekt av åtgärden bör helst även vattenomsättningen i varpfyllningen begränsas, så att kontinuerliga inflöden av syremättat vatten undviks. Detta åstadkoms genom att varpen, inklusive täckning, i sin helhet placeras under vatten. Därmed undviks infiltrerande nederbörd samtidigt som de gradienter som kan driva en grundvattenström genom

varpfillningen i stort sett elimineras. De långsiktiga effekterna av utläggningen bedöms därför som mer effektiva än ett alternativt omhändertagande i en deponi på land.

Under utläggningsförfarandet är det oundvikligt att viss grumling uppkommer genom uppvirvling av lösa sediment inom dumpningsområdet. Sedimenten är förorenade till följd av tidigare utsläpp från gruvområdet. Grumlingen bedöms inte kunna medföra några negativa konsekvenser för sjön, dels eftersom halterna av tungmetaller i vattenmassan är så höga att en uppgrumling av förorenade sediment inte kommer att leda till några mätbara haltförhöjningar, dels eftersom sedimenten är förorenade på samma sätt i hela Tjursbosjön, varför en eventuell spridning inte skulle medföra ytterligare förorening på annan plats. Utläggningen kommer dessutom att utföras med iakttagande av åtgärder som syftar till att begränsa spridningen av uppvirvlade sediment, exempelvis genom avgränsning med en geotextilskärm, luftbubbelridå eller liknande.

Dumpningen bedöms därför inte kunna ge upphov till någon olägenhet vare sig för människors hälsa eller för miljön, utan tvärtom på sikt bidra till att minska riskerna för miljön.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	8
1.1. ADMINISTRATIVA UPPGIFTER.....	8
1.2. BAKGRUND.....	8
1.3. AVGRÄNSNINGAR.....	8
2. BAKGRUND OCH HISTORIK	9
2.1. HISTORIK.....	9
2.2. GENOMFÖRDA UTREDNINGAR.....	10
3. OMRÅDESFÖRHÅLLANDEN	10
3.1. GRUVORNAS LOKALISERING OCH PLANFÖRHÅLLANDEN.....	10
3.2. TOPOGRAFI OCH NATURMILJÖ.....	11
3.3. GEOLOGISKA OCH GEOTEKNISKA FÖRHÅLLANDEN.....	13
3.4. HYDROLOGISKA OCH GEOHYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN.....	13
3.5. SÄRSKILDA SKYDDSVÄRDEN SOM BERÖRS AV PLANERADE ÅTGÄRDER.....	15
3.5.1. Naturmiljö.....	15
3.5.2. Kulturmiljö.....	15
3.5.3. Dricksvattenbrunnar.....	16
4. NUVARANDE MILJÖFÖRHÅLLANDEN	16
4.1. FÖREKOMST AV GRUVAVFALL.....	16
4.2. PROCESSER SOM STYR UTLAKNING FRÅN GRUVAVFALL.....	18
4.3. GRUVAVFALLENS INNEHÅLL OCH LAKNINGSEGENSKAPER.....	19
4.3.1. Sammansättning och innehåll.....	19
4.3.2. Lakbarhet under olika förhållanden.....	20
4.3.3. Avfallsklassificering och grundläggande karakterisering enligt NFS 2004:10.....	22
4.4. GRUVAN.....	22
4.5. PÅVERKAN I YT- OCH GRUNDEVATTEN.....	24
4.6. FÖRORENINGSTRANSPORT OCH MASSBALANS.....	24
5. PLANERADE ÅTGÄRDER	26
5.1. KONSTATERADE RISKER OCH ÅTGÄRDSBEHOV.....	26
5.2. AVGRÄNSNING AV ARBETSOMRÅDEN.....	27
5.3. FÖRBEREDANDE ARBETEN.....	28
5.4. PLUGGNING AV STOLLGÅNGEN.....	28
5.5. OMHÄNDERTAGANDE AV VARP OCH SLAGG INOM GRUVOMRÅDET.....	29
5.6. OMHÄNDERTAGANDE AV SLAGG OCH VARP VID TORSFALLSÅN.....	29
5.7. TÄCKNING AV GRUVHÅL.....	29
5.8. UTLÄGGNING AV VARP OCH SLAGG I GRUVVIKEN.....	30
5.9. OMHÄNDERTAGANDE AV LAKREST OCH VASKMULL.....	31
5.10. ÅTERSTÄLLNING.....	32
6. MILJÖMÅL OCH MILJÖKVALITETSNORMER	33
6.1. MILJÖMÅL.....	33
6.2. MILJÖKVALITETSNORMER.....	33
7. PÅVERKAN UNDER ARBETSTIDEN	34
7.1. UTSLÄPP TILL VATTEN.....	34
7.2. UTSLÄPP TILL LUFT.....	35
7.3. DAMNING.....	35
7.4. HUSHÅLLNING MED NATURRESURSER.....	36
7.5. TRANSPORTER, BULLER, VIBRATIONER M.M.....	36

7.6.	<i>KEMIKALIEHANTERING OCH AVFALLSHANTERING</i>	37
7.7.	<i>RISK FÖR OLYCKOR HAVERIER M.M.</i>	37
7.8.	<i>PÅVERKAN PÅ ANDRA INTRESSEN</i>	37
7.9.	<i>KONTROLL</i>	37
8.	<i>LÅNGSIKTIGA MILJÖKONSEKVENSER AV ÅTGÄRDERNA</i>	38
8.1.	<i>UTSLÄPP TILL VATTEN</i>	38
8.2.	<i>LÅNGSIKTIGA HÄLSOEFFEKTER</i>	40
8.3.	<i>MÅLKONFLIKTER - PÅVERKAN PÅ KULTURMILJÖN, ÖVERENSSTÄMMELSE MED PLANER OCH ANDRA INTRESSEN</i>	40
9.	<i>ALTERNATIVA UTFÖRANDE OCH DERAS MILJÖKONSEKVENSER</i>	41
9.1.	<i>NOLLALTERNATIVET</i>	41
9.2.	<i>UPPSAMLING OCH RENING AV LAKVATTEN OCH GRUVVATTEN</i>	41
9.3.	<i>ALTERNATIVA OMHÄNDERTAGANDE AV GRUVAVFALLEN</i>	41
9.3.1.	<i>Upparbetning av varp</i>	41
9.3.2.	<i>Placering av allt avfall i gruvan</i>	42
9.3.3.	<i>Omhändertagande av allt avfall på en extern anläggning</i>	42
9.3.4.	<i>Lokal deponering på land i en specialdeponi</i>	43
10.	<i>REFERENSER</i>	44

Bilagor:

1. Kartöversikter över berörda områden.
- 2a. Gladhammar. Redovisning av geotekniska undersökningar utförda 2004-04-20 – 22. FmGeo AB 2004-09-30
- 2b. Västerviks kommun. Gladhammars gruvor. Rapport Geoteknik. Geoteknisk undersökning. Sweco Environment 2008-11-11.

1. INLEDNING

1.1. ADMINISTRATIVA UPPGIFTER

Sökande:	Västerviks kommun, org.nr 212000-0779 593 80 Västervik
Avser:	Efterbehandling av Gladhammars gruvområde
Berörda fastigheter:	Lunden 3:1, markråde, del i samfällt vattenområde (Bertil Lundén) Mörghult 1:5, mark- och vattenområde (Gunnar Johansson) Smedjemåla 1:4, markområde med servitutsrätt till brygga i vattenområde (Lars Källström, fr.o.m. 2009-05-01 Jan Hälleblad) Smedjemåla 1:6, markområde, servitutsrätt (Ulf och Lisbeth Johansson) Falsterbo 1:12, del i samfällt vattenområde (Mp-bolagen i Vetlanda AB) Bruksbacken 1:1, markområde, (Gunnar Johansson) Bruksbacken 1:2, markområde (Hans och Atanasia Carlsson)

1.2. BAKGRUND

Gladhammars gruvfält har nyttjats för brytning av järn, koppar och kobolt från 1500-talet fram till 1800-talets slut. Verksamheten har genererat stora mängder avfall i form av varp, slagg, lakrest och anrikningssand som ligger utspritt inom området och även i den intilliggande Tjursbosjön. Oxidation (vittring) av sulfidbundna metaller i dessa avfall och utlakning av vittringsprodukterna (lösta metaller) har tillsammans med läckage av metaller från gruvan medfört att metallhalterna, framför allt av koppar men även av kobolt, i Tjursbosjön och nedströms liggande recipienter är höga. Halterna av koppar i Tjursbosjön är som en följd av det pågående läckaget ca 20 ggr högre än naturliga bakgrundshalter och långt över de nivåer där toxiska effekter uppkommer på vattenlevande organismer. Påverkan på det biologiska livet i sjön är också påtagligt. Tjursbosjön har genom århundradena fungerat som en reningsbassäng, där metaller fällts ut och anrikats i sedimenten som numera innehåller betydande mängder av dessa metaller. Föroreningen sprids numera även vidare nerströms i systemet och halterna ökar också i de nerströms liggande sjöarna Ekenässjön och Kyrksjön.

Västerviks kommun har genomfört en s.k. huvudstudie av de förorenade områdena enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual. Inom ramen för denna har nuvarande situation, omfattningen av påverkan och framtida risker med föroreningarna samt möjliga åtgärder för att förebygga dessa utretts. Med anledning av de framkomna resultaten har Västerviks kommun beslutat att genomföra en sanering av de förorenade områdena med bidrag från Naturvårdsverkets anslag för efterbehandling av förorenade områden.

Den närmare utformningen av projektet bestäms i samband med upphandling eller genomförande av åtgärderna.

1.3. AVGRÄNSNINGAR

De åtgärder som ansökan omfattar är:

- Pluggning av den s.k. stollgången, som dränerar vatten direkt från gruvan till sjön. Pluggningen är tänkt att utföras med en massiv betongplugg. Åtgärden kommer att medföra en höjning av grundvattnenytan som i sin tur minskar den avsänkningstratt som dräneringen genom gruvan åstadkommer. Därmed minskar vattenflödet genom gruvan och läckaget av metaller från denna begränsas i motsvarande utsträckning. Ytterligare en effekt är att delar av gruvan vattenmättas vilket på sikt ytterligare minskar den oxidation och frigörelse av metaller som sker i gruvan idag.

- Tätning av gruvschaktens öppningar. Tätningen är planerad att ske genom återfyllning av gruvhål med slagg från området som stödfyllning för tätningen, kombinerad med armerande och tätande gjutningar med betong. För det fall behovet av massor för stödfyllning till täckningen blir stort kan även varp komma att användas för detta ändamål. Åtgärden innebär framförallt att tillrinning av yt-vatten till gruvan minskar, vilket minskar ett framtida utläckage samt reducerar risken att gruvorna toppfylls. Möjligen reduceras även syretillförseln i viss mån.
- Uppgrävning av lakrest och vaskmull längs Tjursbosjöns strand för transport till extern deponi för farligt avfall.
- Efterbehandling och bortschaktning av varp vid både Käringryggen och Sohlbergsfältet samt utläggning av varp och slagg i den s.k. Gruvviken i Tjursbosjön (förutom den del av varp och slagg som används som stödfyllning i gruvan). En stor del av varpen har redan tidigare lagts ut i sjön. Den befintliga utfyllnaden schaktas ned till en något lägre nivå och de massor som i historisk tid lagt på land flyttas och placeras i anslutning till massorna i sjön. Den utlagda varpen och slaggen, som i sin helhet kommer att ligga under vatten, täcks med erosionsbeständigt jordmaterial, t.ex. morän. Placeringen under vatten innebär att fortsatt vittring och oxidation starkt begränsas eftersom syretillgången kraftigt reduceras, samtidigt som gradienterna vilka driver strömningen av grundvatten genom det utlagda avfallet blir små vilket reducerar lakvattenbildningen.
- Sanering (bortgrävning av slagg) vid hyttområdet i anslutning till Torsfallsån.
- Återställning av sanerade områden.

2. BAKGRUND OCH HISTORIK

2.1. HISTORIK

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

Under 1560-talet påbörjades kopparbrytningen och ett kopparverk anlades. Även denna gång lades verksamheten ned efter några år, nu p.g.a. dålig lönsamhet. Gruvorna låg sedan öde fram till 1621. Kopparbrytningen pågick därefter fram till 1655 då gruvorna åter lades ned. År 1738 återupptogs ännu en gång brytningen av kopparmalm. Mellan åren 1764 till 1773 så anlades stollet S:t Pers Nyckel i Holländaregruvorna. Stollet är utfört som ett grävt och sprängt dike och anlades för att dränera gruvorna. 1803 lades verksamheten ner igen.

År 1777 upptäcktes koboltmineral och kort därefter påbörjades utvinningen av kobolt. Gladhammarfältet har varit landets största fyndighet av koboltmalm.

År 1819 återupptogs koboltutvinningen och pågick fram till 1826. Därefter var gruvorna nedlagda fram till 1870, då utvinningen återupptogs. Driften pågick med mindre uppehåll fram till 1891. Ett år senare, 1892, läggs även förädlingsverken ned. Gruvan var i drift en sista gång åren 1952 och 1953 då mindre försöksbrytning av koboltmalm pågick.

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 %.

Mellan åren 1819] 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 vilket inte var en betydande produktion. Enbart produktionen mellan 1807 och 1892 borde ha producerat en avfallsmängd, i huvudsak varp, på runt 71 000 ton, baserat på 6%-ig malm. Brytningen från 1500-talet till 1700-talet bör ha varit ganska liten och främst inriktad på rikare malm och således med mindre producerad avfallsvolym som följd. Den totalt producerade avfallsvolymer under hela driftsperioden kan utifrån dessa uppgifter uppskattas till maximalt cirka 100 000 ton. Om man i stället utgår från den utbrutna volymen, som utifrån gamla gruvkartor kan beräknas till 64 000 m³, bör den sammanlagda avfallsmängden i stället uppgå till närmare 160 000 ton.

2.2. GENOMFÖRDA UTREDNINGAR

En s.k. huvudstudie av Gladhammars gruvområde genomfördes under perioden maj 2003 till maj 2005. Arbetet finansierades med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag (34:4) till Länsstyrelsen i Kalmar län för undersökningar och utredningar av förorenade områden.

Inom ramen för huvudstudien genomfördes ett stort antal undersökningar och utredningar. Resultaten av dessa sammanfattas i följande rapporter som kan laddas ner från kommunens hemsida, (http://www.vastervik.se/templates/VVKommun_Page.aspx?id=11009):

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

3. OMRÅDESFÖRHÅLLANDEN

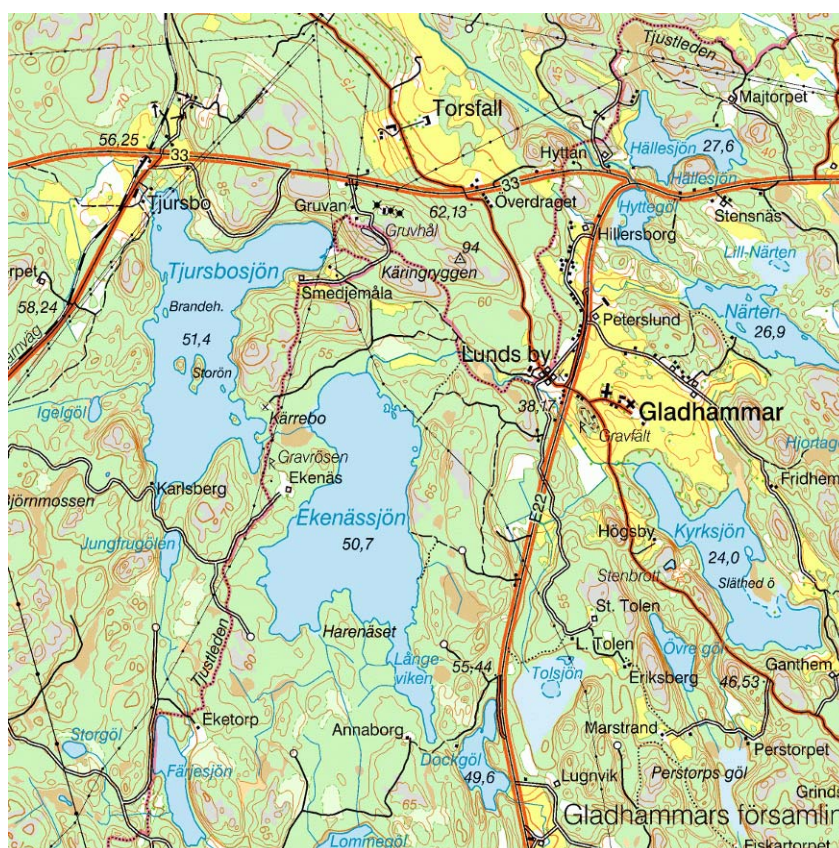
3.1. GRUVORNAS LOKALISERING OCH PLANFÖRHÅLLANDEN

Gladhammars gruvfält ligger cirka 12 km sydväst om Västervik, cirka 2 km väster om Gladhammar och Lunds by, se 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 rekreativt område och är även ett riksintresse för kulturmiljön och kulturminnesskyddat. Området är dock inte klassat som ett riksintresse när det gäller friluftslivet.

Större delen av gruvfältet (främst Holländarefältet), sträcker sig längs en stor bergsrygg som kallas Käringryggen. 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 125 m. Den mest betydande brytningen har skett inom Holländaregruvan. Därifrån har också sprängts ett 171 meter långt schakt (den s.k. stollgången), avsett att dränera gruvan. Stollet kallas Sankte Pers nyckel och mynnar ca 100 m från Tjursbosjön varifrån ett dike 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. Området utnyttjas i övrigt för rekreation, bland annat genom att Tjustleden passerar genom gruvområdet.



Figur 1 Karta över området kring Gladhammars gruvfält. Holländarefältet ligger omedelbart öster om Tjursbosjöns nordöstra vik, den s.k. Gruvviken. Sohlbergsfältet ligger ca 500 m öster om Holländarefältet medan Hyttan ligger längre åt nordost, på andra sidan väg 33. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din Karta™.

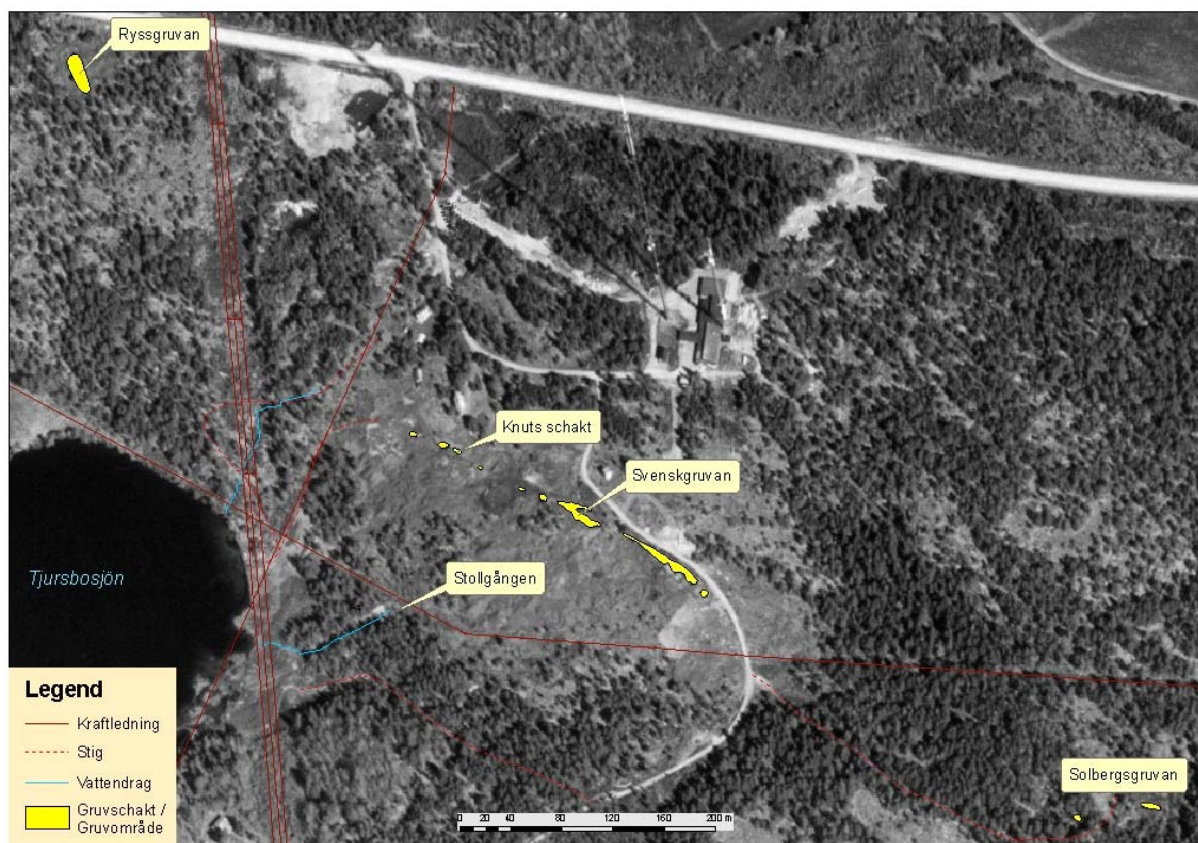
3.2. TOPOGRAFI OCH NATURMILJÖ

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.

Holländarefältet som ligger uppe på Karingryggens slänkrön närmast Tjursbosjön och där flertalet gruvhål finns, utgörs av berg i dagen som till stor del är täckt av varp från gruvbrytningen. Inom detta område saknas vegetation till stor del, som framgår av Figur 2. Området runt gruvorna domineras i övrigt av barrskogs-

klädda 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).



Figur 2 Plankarta över Gladhammars gruvområde. Kartan visar de olika gruvorna längs Karingryggen; Holländarefältet med bl. a Knuts schakt och Svenskgruvan samt Ryssgruvorna och Sohlbergsgruvan. Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBildenTM

Fiskgjuse har häckat vid Tjursbosjön och storlom häckar här. 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 troligt att även glacialrelika kräftdjur har funnits tidigare. Tjursbosjön anses vara en sjö i klass 3, 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 glacialrelika 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.

3.3. GEOLOGISKA OCH GEOTEKNISKA FÖRHÅLLANDEN

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 Kåringryggen. Norr om Tjursbosjön övergår jordarterna till ren sand. Mellan Tjursbosjön och Ekenässjön dominerar ytligt berg (granit), lera och morän.

De geotekniska förhållandena i jord har undersökts dels vid Tjursbosjöns strand nedanför gruvområdet (Bilaga 2a), dels för jordlager i vattenområdet utanför strandlinjen, där varp avses läggas ut (Bilaga 2b). Av undersökningarna framgår att de naturliga jordlagren i landområdet underst utgörs av morän som överlagras av sandig och siltig lera med skikt av sand och silt och ställvis torv. Över de naturliga jordlagren finns fyllningar med avfall (varp, slagg, lakrest och vaskmull), se nedan avsnitt 4.1. Jordlagren i sjön utgörs av sediment med mycket låg fasthet. Upptagna prover av dessa har närmast stranden klassificerats som överst högförmultnad torv underlagrad av siltig sand och på längre avstånd från strandkanten som finsandig silt och siltig finsand med lerskikt. Utgående från uppmätt sonderingsmotstånd vid viktsondering bedöms jordlagrens fasthet i vattenområdet som mycket låg ned till 4-5 m djup under sedimentytan. På detta djup erhöles stopp mot block eller berg. Fastheten hos jordlagren på land utgående från sonderingsmotstånd uppmätt vid slagsondering bedöms vara avsevärt högre.

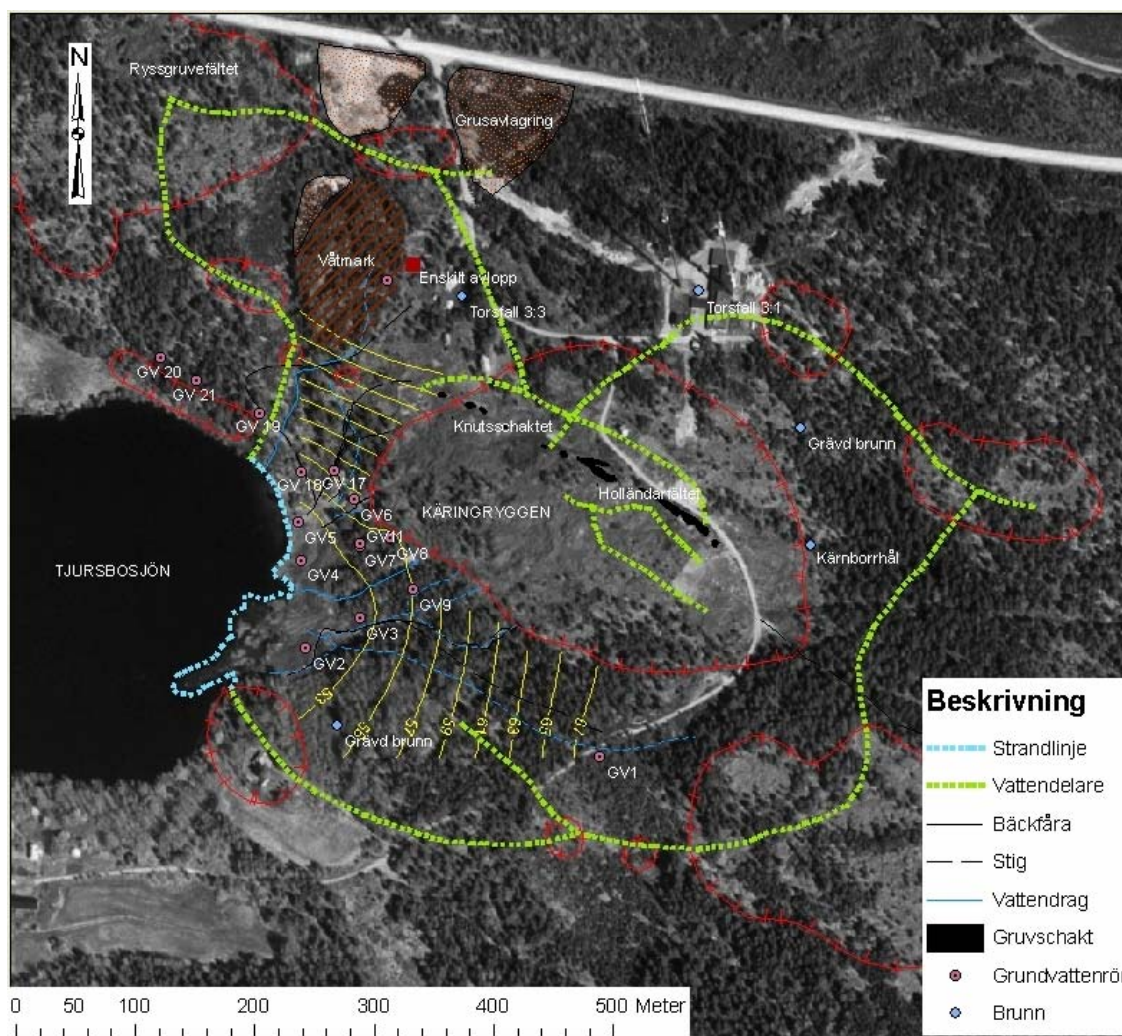
3.4. HYDROLOGISKA OCH GEOHYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

Årsmedelnederbörden under perioden 1961-1990 uppgick till 532 mm vid SMHI:s station i Västervik (SMHI, 1991). Den största nederbördsmängden faller normalt under sommar och höst. Mest nederbörd faller normalt under juli. Årsmedeltemperaturen för perioden 1961-1990 var $+6,5^\circ\text{C}$ 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 $4,8 \text{ l/s/km}^2$. Angivet flöde är ett beräknat medelvärde inom kartbladet och den faktiska avrinningen i ett mindre område inom detta 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. Områdets hydrogeologiska förhållanden sammanfattas i Figur 3.



Figur 3 Hydrogeologisk karta. Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBildenTM

En betydande del av ytavrinningen på berg sker genom de varphögar som är upplagda direkt på berget och täcker stora delar av detta. 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 från gruvan (det s.k. 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. Inom avrinningsområdet ligger större delen av alla gruvhål och avfall Medeldjupet är enligt genomförda sjömätningar ca 10 m och maxdjupet 26 m (Myrica AB, 2004). Vattenståndet i sjön varierade under en observationsperiod från december 2001 till och med maj 2004 mellan nivån +51.48 och +51.77 med medelvattenståndet +51.59 (nivåer enligt RH 70).

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.

Hyttan vid Torsfallsån, där slagg har deponerats och där slaggutfyllnaden kommer att omfattas av åtgärder, ligger på andra sidan en vattendelare och avrinningen sker en annan väg. Upplaget av slagg ligger på ett sankt område som omges i söder av ett högt berg, i väster av en sank skog som huvudsakligen består av björk samt i nordost av en smal granridå följt av Torsfallsåns lopp. Torsfallsån är en mindre å som är 2-4 m bred och har en medelvattenföring på ca 0,25 kbm/s. Ån rinner ut från sjön Fälgaren ca 4,5 km nordväst om Hyttområdet och rinner via Mörghultegöl förbi Hyttområdet och ut i sjön Hyttegöl sydväst om Hyttområdet. Från Hyttegöl rinner Torsfallsån vidare via sjöarna Närten, Långmalmen, Venerna och Ångsdammen ut i Östersjön vid Verkebacksviken.

3.5. SÄRSKILDA SKYDDSVÄRDEN SOM BERÖRS AV PLANERADE ÅTGÄRDER

3.5.1. Naturmiljö

Länsstyrelsen nämner i sitt samrådsyttrande att det inom delar av gruvområdet råder landskapsbildsskydd, vilket ska beaktas inom ramen för tillståndsprövningen. I övrigt finns inga kända naturvärden, som berörs av de planerade åtgärderna. Länsstyrelsen framhåller samtidigt att stor vikt bör läggas vid påverkan på nedströms liggande vattendrag på kort och lång sikt vid framtagandet av miljökonsekvensbeskrivningen. Detta har beaktats genom utarbetande av avsnitten 4.5, 7.2 och 8.1 nedan.

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

3.5.2. Kulturmiljö

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 Gladhammarfältet 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 Sohlbergfältet med stora kulturhistoriska kvaliteter.

I miljökonsekvensbeskrivningen behandlas dessa frågor särskilt, se avsnitt 8.3.

Länsstyrelsen har beslutat att en arkeologisk undersökning ska genomföras innan efterbehandlingsarbetet får påbörjas.

3.5.3. *Dricksvattenbrunnar*

I närheten av området finns två bergborrade brunnar, tillhörande fastigheterna Torsfall 3:1 och Torsfall 3:3. Därutöver finns två grävda brunnar, en öster om Holländarefältet som för närvarande inte används och en sydväst om Holländarefältet, vilken används sommartid.

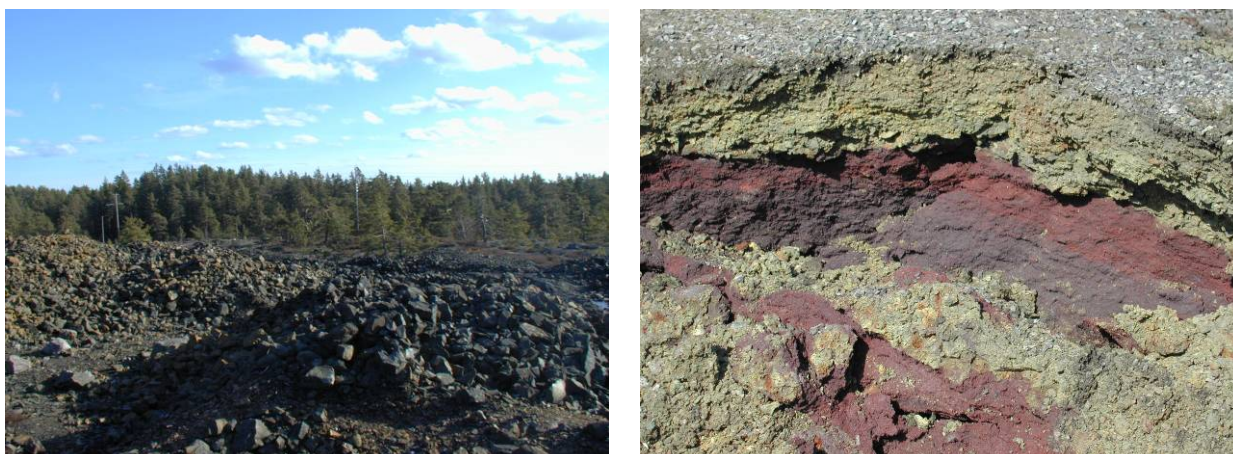
4. NUVARANDE MILJÖFÖRHÅLLANDEN

4.1. FÖREKOMST AV GRUVAVFALL

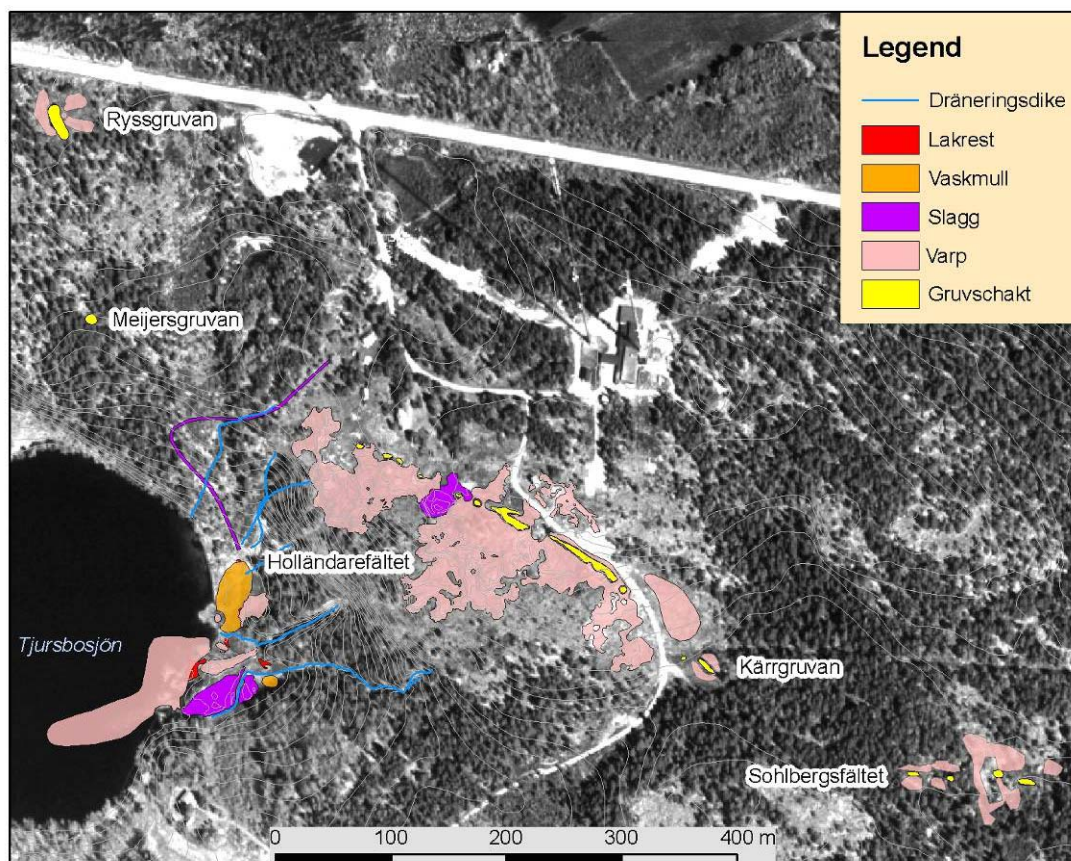
Fyra olika typer av avfall förekommer inom området; varp, slagg, vaskmull och lakrest (Figur 4). Den typ av avfall som helt dominerar i området är fyndig och ofyndig varp. Varpen är främst lokaliserad till Karingryggen eller Holländarefältet, och de brytområden som är belägna där samt i Tjursbosjön. Mindre mängder varp finns även nordväst om gruvområdet vid Meijersgruvan och Ryssgruvan samt öster vid det s.k. Sohlbergfältet. Avfallens utbredning redovisas i Figur 5. För Holländarefältet, inklusive Tjursbosjöns strand, återfinns en mer detaljerad redovisning av utförd inventering i Bilaga 1.

Generellt dominerar varpen på Karingryggen 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 vittrad varp (disintegrerad). Mängden kvarlämnad varp i området totalt har uppskattats till cirka 40 600 m³.

Slagg finns upplagd dels uppe på Karingryggen, nere vid Tjursbosjöns strand, som vägfyllnad i traktorvägen mellan gruvorna och stranden samt vid Torsfallsån, där de äldsta hyttorna varit belägna (Hyttan i Figur 1). Slaggen som påträffats nere vid stranden vid Tjursbosjön, uppgår till cirka 2850 m³. Vid Hyttan liknar slaggen storleksmässigt den som finns vid stranden. Mängden slagg har bedömts till cirka 2750 m³.



Figur 4 Vittrad och delvis fyndig varp vid Holländarefältet (t.v.) och t.h. vittrad vaskmull (gul) och överlagrande rödlila lakrest.



Figur 5 De olika avfallstypernas utbredning vid Gladhammars gruvor (förutom Hyttan). Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBilden™.

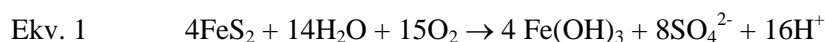
Lakresten har en karaktäristisk rödaktig färg och finns i mindre mängder längs Tjursbosjöns strand. Uppskattningsvis 237 m³ har påträffats av detta material. Vaskmullen har ett sandigt-grusigt utseende och liknar naturliga grusmaterial, förutom att materialet har en kantig form. Den kvarlämnade vaskmullen 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.

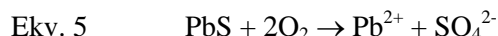
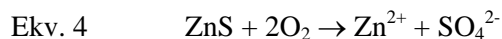
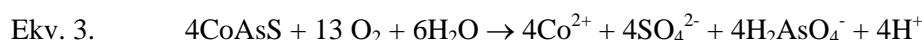
Totalt uppskattas den kvarlämnade mängden avfall till nästan 50 000 m³ för hela området, hyttområdet vid Torsfallsån inkluderat.

4.2. PROCESSER SOM STYR UTLAKNING FRÅN GRUVAVFALL

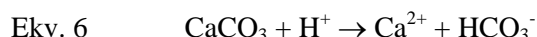
Grunden till gruvavfallsproblematiken är vittring av sulfidmineral. Den vanligaste sulfiden i gruvavfall är normalt pyrit. Så länge denna ligger orörd i berggrunden utgör den inget problem. Men när berget (malm och varp) bryts och exponeras mot luftens syre så börjar sulfiderna att oxidera och därmed brytas ned. Oxidation 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 inte särskilt mycket pyrit (se nedan avsnitt 4.3), men i större utsträckning andra sulfidmineral. Även dessa, exempelvis kopparkis, zinkblände, blyglans och koboltglans oxideras av luftens syre. Oxidation och upplösning av dessa mineral frigör tungmetaller, vilket exemplifieras i ekvation 2-5. Vid vittringen av kopparkis och koboltglans (som finns i gruvavfallen i Gladhammar) 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 (metallerna fastläggs bättre vid neutrala och svagt basiska pH). 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 (kalksten), 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.

4.3. GRUVAVFALLENS INNEHÅLL OCH LAKNINGSEGENSKAPER

4.3.1. Sammansättning och innehåll

I Tabell 1 redovisas medelhalter och standardavvikelse för de olika avfallstyperna inom Gladhammars gruvfält.

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

	Varp	Vaskmull	Lakrest	Slagg Gruv- området	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.

De föroreningselement som föreligger i högst halt är arsenik, barium, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. Arsenikhalten varierar från cirka 50-70 mg/kg TS i slagg till som mest 1185 mg/kg TS i vaskmull. Arsenikhalten i morän i området 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 vaskmull till cirka 2260 mg/kg TS i lakrest. Halterna kan jämföras med motsvarande för moränen, 0,1 mg/kg TS. Kopparhalten är som högst i varp, omkring 5770 mg/kg TS eller nästan 0,6 %. Även lakrest och slagg håller höga kopparhalter. Kopparhalten i morän uppgår till cirka 50 mg/kg TS.

Blyhalterna varierar från cirka 60 mg/kg TS till som mest cirka 1370 mg/kg TS i vaskmull. Moränen uppvisar en blyhalt på 7,5 mg/kg TS. Zinkhalterna ligger runt 100 mg/kg TS för alla material, utom i slagg där halterna varierar i intervallet 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.

På varp och slagg har även screeninganalyser genomförts. Dessa visar att materialen innehåller en rad andra, mer sällsynta 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 guld (0,1-3,1 mg/kg TS). Även uran finns i mindre mängder. Det enda av dessa element som förekommer i halter som kan vara betydelsefulla 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.

Den mineralogiska sammansättningen kan uppskattas med hjälp av så kallade normativa beräkningar. För varp visar dessa att kopparkis är det dominerande malmmineralet. I snitt håller varpen idag en kopparkishalt på cirka 1,67 %. Mängden koboltglans är cirka 0,3 %. Andelen pyrit (järnsulfid), ett mineral som framför allt är syrabildande vid vittring, är tämligen liten, cirka 0,03 %. Normalt är annars pyrit det dominerande mineralet i s.k. komplexmalmer. Vaskmullen liknar varpen med såväl betydande innehåll av kopparkis och koboltglans som en låg andel pyrit. Den låga pyrithalten till trots visar en s.k. syra-basräkning (balans mellan potentiellt syrabildande och syraneutraliserande mineral) att varp och vaskmull är potentiellt svagt syrabildande medan slagg har ett överskott av neutraliserande mineraler (karbonat).

4.3.2. Lakbarhet under olika förhållanden

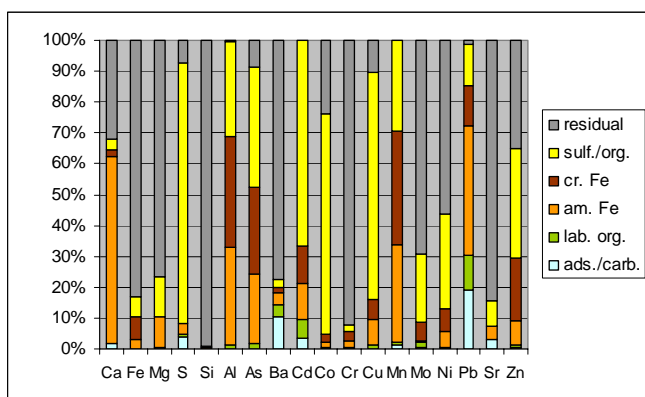
För att undersöka avfallens lakbarhet under olika förhållanden har s.k. sekventiella lakningar (Hall *et al.*, 1996a och b) utförts på varp, lakrest och slagg från Gladhammar. Resultaten av dessa redovisas i Figur 6. Resultaten från varp kan även anses som principiellt representativa för vaskmull.

I varpen sitter enbart mindre mängder av elementen i lätt 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 %). För att dessa ska kunna lakas ut krävs att de först oxideras (vittrar).

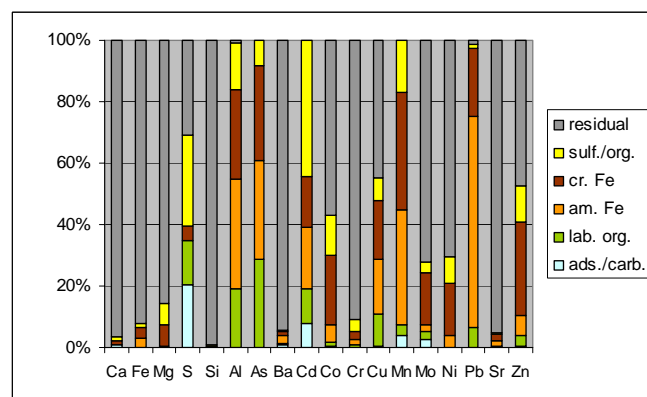
Förhållandena är snarlika för lakresten. Endast mindre mängder sitter i lätt lakbara fraktioner, vilket kan innebära att de mest lakbara elementen redan lakats ut. Betydligt mer sitter bundet i järnfaser. Detta är tydligt t.ex. för koppar och kobolt där 28-37 % sitter i denna fas, att jämföra med 4-15 % 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.

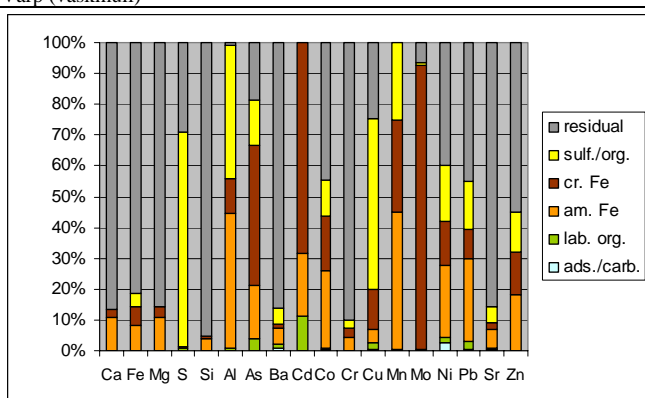
Fuktkammarförsök (Sobek *et al.*, 1978; British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1989) har utförts på lakrest, varp och slagg från Gladhammar (se Figur 7). Testet simulerar förhållanden i avfall som ligger över en (grund)vattenyta och därför intermittent har god tillgång till luftsyre som kan stimulera vittring och intermittent utsätts för nederbörd som kan laka ut och transportera bort de bildade vittringsprodukterna. Tester har inte utförts på vaskmullen i området p.g.a. att större delen av detta avfall ligger under vatten och därmed inte kan vittra och oxidera på samma sätt.



Varp (vaskmull)



Lakrest

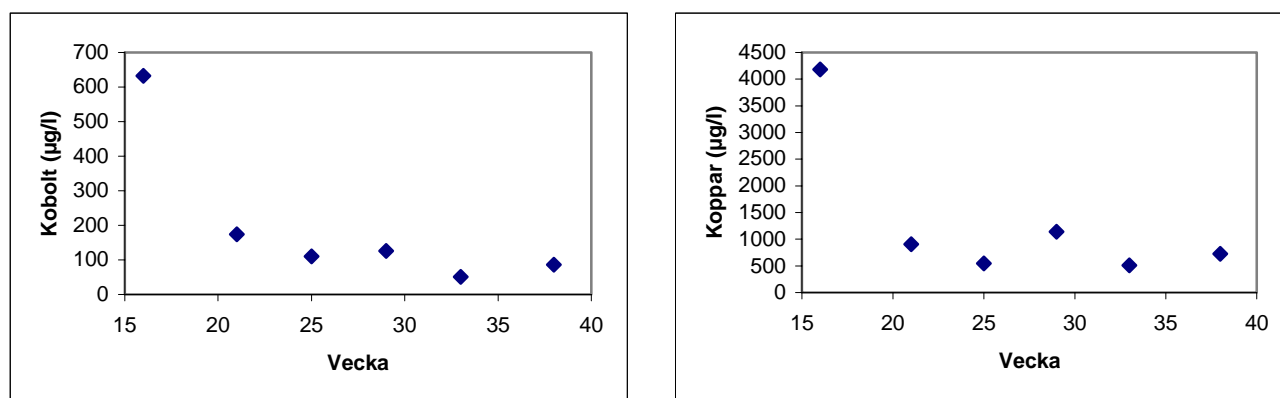


Slagg

Figur 6 Resultat från sekventiella lakningar på varp, vaskmull och slagg. Varp anses även representera vaskmull. Ads/carb=adsorberat och karbonatbundet, lab.org=bundet till labilt organiskt material, am.Fe=bundet i amorfa järnoxhydroxider, cr.Fe=bundet i kristallina järnoxider, sulf/org=bundet i sulfider eller i organiskt material, residual=bundet i residualen t.ex. silikatbundet.

Generellt sett uppvisar de tre olika avfallen liknande vittrings- och utlakningsegenskaper. Halterna av tungmetaller och spårelement är höga i lakvattnet, vilket visar 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, konduktivitets- 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 stationära förhållanden beräknats. Beräkningarna bedöms som relativt säkra för slagg och varp. Stationära förhållanden har inte helt uppnåtts för lakresten. Beräkningarna visar att vittringshastigheten i lakresten (ej stationärt) 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.

I försöket med varp, som har en negativ nettoneutralisationspotential, stabiliserades pH kring 5 efter att initialt ha varit 4,5 men under en period även ökat till 5,5. För slagg, som har ett överskott av neutraliserande mineral varierade pH inom intervallet 5,4-6,6.



Figur 7 Resultat från fuktkammarförsök med slagg (t.v.) och varp (t.h.). Vittringshastigheten har beräknats utifrån de utplanade delarna av kurvorna.

4.3.3. Avfallsklassificering och grundläggande karakterisering enligt NFS 2004:10

Inom ramen för huvudstudien klassificerades de olika avfallsslagen med hänsyn till sitt ursprung enligt avfallsförordning på följande sätt:

Avfall	Avfallskod	Benämning
Varp	01 03 04*	Syrabildande gruvavfall från bearbetning av sulfidmalm
Vaskmull	06 04 03*	Arsenikhaltigt avfall
Lakrest	06 04 03*	Arsenikhaltigt avfall
Slagg	10 06 01	Slagg från primär och sekundär smältning

Om man i stället skulle klassificera massorna som förorenade massor, med hänsyn till att de grävs upp och tas om hand i ett saneringsprojekt bedöms att vaskmull skulle klassas som farligt avfall med hänsyn till sitt höga innehåll av arsenik medan övriga massor skulle klassas som farligt avfall med hänsyn till innehållet av koppar.

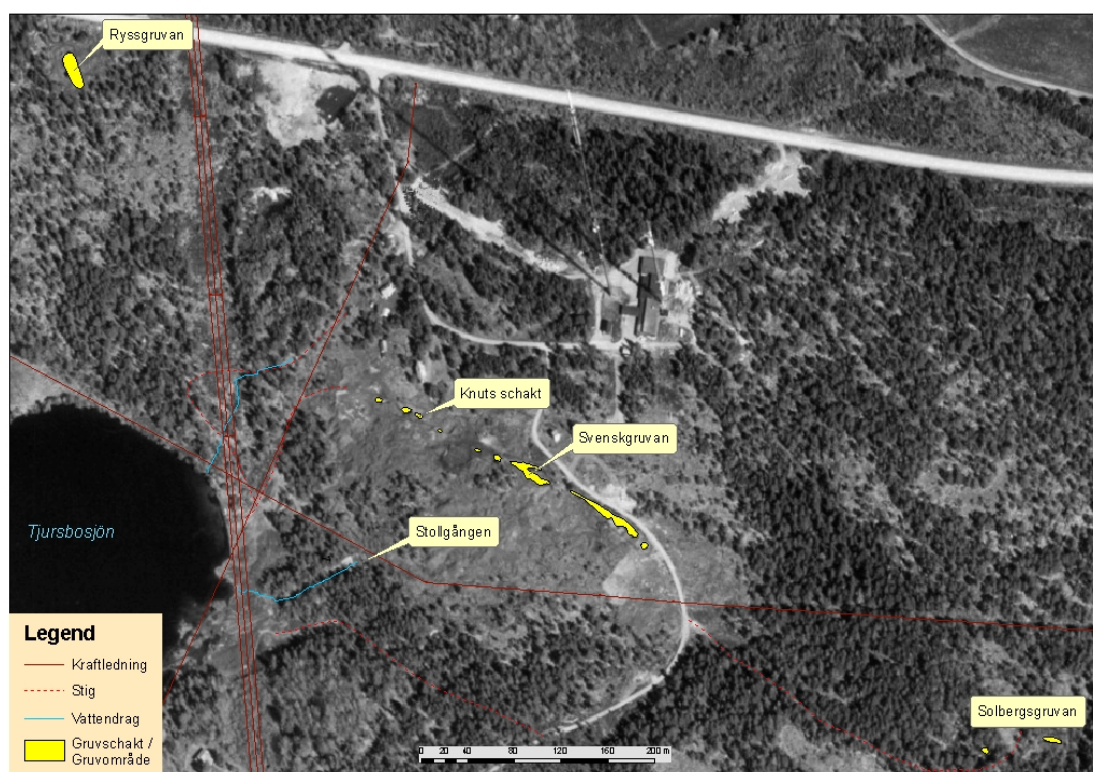
För farligt avfall krävs en s.k. grundläggande karakterisering enligt NFS 2004:10, för att detta ska kunna tas emot vid en deponi. Även sådana karakteriseringar genomfördes inom ramen för huvudstudien. Dessa visade att slagg, lakrest och vaskmull sannolikt kan tas emot som farligt avfall på deponier för icke-farligt avfall (för det fall slagg skulle klassas som farligt avfall). För varpen innebär utlakningen av koppar att gränsen för mottagning vid en deponi för icke-farligt avfall överskreds, medan utlakningen av bly även överskred kriteriet för mottagning på en deponi för farligt avfall. Utlakningen låg dock inom den gräns för vilken dispens kan medges. För deponering av varp måste således en dispens enligt 15a § förordningen om deponering av avfall sökas av verksamhetsutövaren för deponin, för det fall varpen betraktas som förorenade massor och inte som ett gruvavfall.

4.4. GRUVAN

I Svenskgruvan (belägen på Holländarefältet, se Figur 8) har vattenprover kunnat tas, i stort sett ända ned till botten (100 m nivå). 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 (Sohlbergsfältet) 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.



Figur 8 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.

4.5. PÅVERKAN I YT- OCH GRUNDVATTEN

Ytvatten som avrinner från bergsslutningen där varp deponerats har provtagits i samband med hög nederbörd, då yttlig avrinning uppkommer. Syftet har varit att få ett mått på betydelsen av den diffusa lakvattenspridning som sker ned mot Tjursbosjön från varpen på höjden. Även vatten som rinner längs schaktväggen i Knutsschaktet har provtagits, i syfte 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 bergsslutningen 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. 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.

Grundvattnet i jord gruvområdet är påverkat av främst koppar och kobolt, med halter upp till 12 000 µg/l respektive 6400 µg/l som medelhalter i enskilda rör. Även 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, vilket tyder på en effektiv fastläggning av arsenik.

Vattenkvaliteten 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 (jämförvärden enligt NV, bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag).

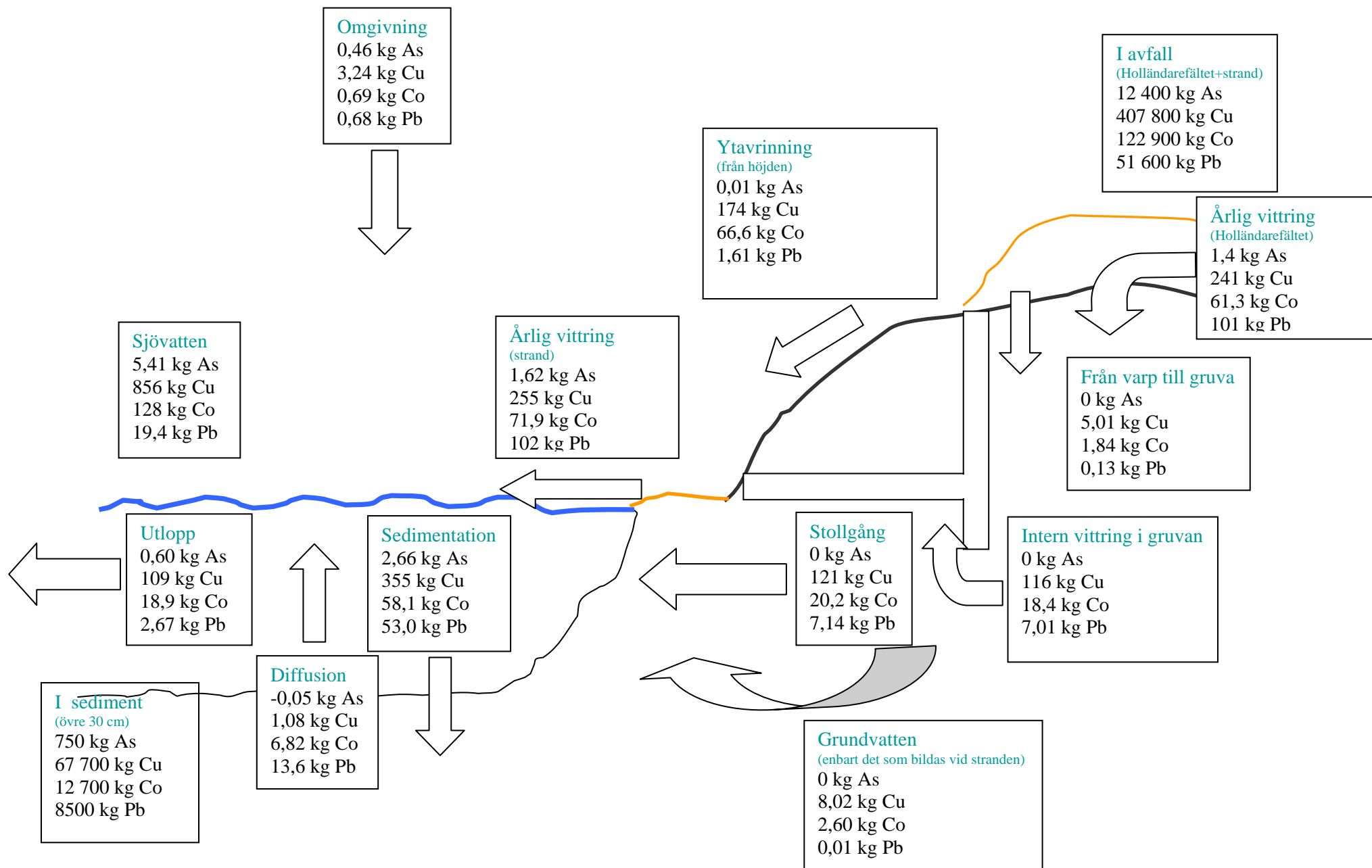
Utloppet från Tjursbosjön har provtagits regelbundet under undersökningsperioden. Arsenikhalterna i bäcken klassas som mycket låga till låga och blyhalterna som måttligt höga till höga. Den högsta blyhalten har uppmätts till cirka 5,5 µg/l. Kobolthalten varierar mellan cirka 9 och 26 µg/l. Kopparhalten klassas som mycket hög. Den lägsta uppmätta kopparhalten uppgår till cirka 59 µg/l och den högsta halten till cirka 88 µg/l.

4.6. FÖRORENINGSTRANSPORT OCH MASSBALANS

I Figur 9 redovisas en sammanfattande massbalans 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 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 avfallen, 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 frigjorts 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.



Figur 9 Föroreningstransport (massbalans) till och från 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

Med hänsyn taget till både vittring och fastläggning uppskattas det årliga läckaget från gruvan och gruvområdet till Tjursbosjön sammantaget till *0,8 kg arsenik, 431 kg koppar, 125 kg kobolt och 60 kg bly*. Det måste dock betonas att variationen säkerligen kan vara flera tiotals kg, framförallt för koppar och kobolt men även bly.

Föroreningar i sediment i Tjursbosjön har inte närmare berörts i den ovanstående genomgången av föroreningsituationen, eftersom de endast berörs indirekt av de planerade åtgärderna. Sedimentens funktion är dock viktig för de pågående processerna och har stor betydelse för massbalansen. Som framgår av Figur 9 sker en omfattande fastläggning av metaller i sedimenten, vilket historiskt har begränsat, och fortfarande begränsar belastningen på avrinningsområdet nerströms Tjursbosjön. Som en följd av detta innehåller sedimenten i Tjursbosjön idag betydande mängder av dessa metaller. Halterna i ytliga (0-30 cm) sediment i Gruvviken utanför gruvområdet uppvisar således generellt kopparhalter i storleksordningen 2000-3000 mg/kg TS, med enstaka värden upp till 10 000 mg/kg TS. Motsvarande halter av kobolt är ca 500 mg/kg TS.

5. PLANERADE ÅTGÄRDER

5.1. KONSTATERADE RISKER OCH ÅTGÄRDSBEHOV

I huvudstudien konstateras att gruvan och gruvavfallen medför risker ur både humantoxikologisk och ekotoxikologisk synvinkel.

De humantoxikologiska riskerna är kopplade till de höga halterna av arsenik i varp, vaskmull och lakrest. Framför allt de sistnämnda avfallen utgör en humantoxikologisk risk, dels eftersom halterna av arsenik är högst i dessa avfall, dels eftersom de är finkorniga (sand) och ligger exponerade vid stranden till Tjursbosjön. Detta bedöms innebära större sannolikhet för skadlig exponering genom hudkontakt och direktintag. Detta understryks av att sekventiella lakförsök har bekräftat att arsenik föreligger tillgängligt för upptag.

De höga halterna av övriga metaller bedöms inte medföra några humantoxiska risker. Tillsammans med arsenik utgör de höga halterna av koppar, kobolt och bly i samtliga avfallsslag däremot ekotoxikologiska risker inom området. Konsekvenserna av dessa är uppenbara genom den sparsamt etablerade vegetationen och avsaknad av marklevande organismer inom stora delar av området.

Vittringen och utlakningen i gruvan och av gruvavfallen innebär mycket stora utsläpp av metaller till Tjursbosjön, betydligt större än vad som normalt accepteras som villkor för pågående gruvor eller industriverksamheter. Konsekvenserna av detta utsläpp är tydliga i Tjursbosjön, vars vatten i dagsläget uppvisar en kopparhalt som är mer än 20 ggr högre än naturliga bakgrundsvärden och 10-20 ggr högre än de nivåer vid vilka ekotoxiska effekter i sjön kan förväntas. Tydliga sådana effekter finns idag, bl.a. genom avsaknad av vitfisk i sjön.

Mot bakgrund av riskbilden finns ett stort behov av att både eliminera möjligheterna för direktkontakt med vaskmull och lakrest och begränsa vittring och utlakning av vittringsprodukter. Detta skall åstadkommas genom följande åtgärder:

1. Förberedande åtgärder såsom iordningställande av arbetsvägar och vid behov förstärkning av befintliga tillfartsvägar, arbets- och upplagsytor, uppförande av eventuella stängsel m.m.
2. Pluggnings av stollgången för att begränsa dräneringen av gruvvatten till Tjursbosjön. Detta bedöms minska läckaget av gruvvatten med ca 90 % och medföra att vattenytan i gruvan höjs (uppskattningsvis med ca 20 m). För att åtgärden ska kunna genomföras måste vattennivån i gruvan dock först sänkas med ca 5 meter, för att möjliggöra igengjutningen.
3. Omhändertagande av varp och slagg inom gruvområdet (såväl det s.k. Holländarefältet som Solbergsfältet) genom bortgrävning och uppsamling av tidigare deponerat gruvavfall.
4. Uppgrävning och omhändertagande av slagg och i förekommande fall även varp vid hyttområdet i anslutning till Torsfallsån.
5. Tätning och täckning av gruvhålerna genom nyttiggörande av befintliga mängder slagg och vid behov även varp. Fyllningen är avsedd att fungera som stödfyllning, för att möjliggöra en slutlig täckning med betong som tätning och morän eller motsvarande som skyddstäckning. Täckningen innebär framförallt att tillrinningen av ytvatten till schakten minskar men kommer även att minska syretillförseln.
6. Utläggning av övrig omhändertagen varp och slagg i Gruvviken i Tjursbosjön, i omedelbar anslutning till tidigare utlagt avfall i sjön. I samband med utläggningen utförs även viss omflyttning av tidigare utlagt avfall för att säkerställa begränsningen av syretillförsel och vattenomsättning i denna. Avslutningsvis täcks utlagt avfall med morän eller motsvarande.
7. Uppgrävning och omhändertagande av de finkorniga avfallen, vaskmull och lakrest, på en deponi för farligt avfall. Därmed elimineras risken för direktkontakt med dessa avfall, liksom vittring och utlakning till Tjursbosjön.
8. Återställning av sanerade områden.

Beslut om åtgärdernas närmare utformning kommer att fattas i samband med upphandling eller utförande av arbetena.

5.2. AVGRÄNSNING AV ARBETSOMRÅDEN

Det geografiska område som i första hand berörs av de åtgärder som planeras i anslutning till gruvorna utgörs i första hand av Holländarefältet, Tjursbosjöns strand nedanför Holländarefältet, en del av Gruvviken i Tjursbosjön samt Sohlbergsfältet. Den ungefärliga avgränsningen av detta område framgår av Figur 10, vänstra delen. Området som omfattas av åtgärder kring Hyttan, där slagg ska grävas ut, framgår av högra delen i samma figur.

Upplagsplatsen för slagg vid hyttan är belägen i ett sankt område i den nordvästligaste delen av arbetsområdet. Upplaget av slagg är till största delen tömt (material har historiskt nyttjats som konstruktionsmaterial) och omges i söder av ett högt berg, i väster av en sank skog som huvudsakligen består av björk samt i nordost av en smal granridå följt av Torsfallsåns lopp. Det egentliga hyttområdet, där olika stenkonstruktioner ännu kan ses, är beläget sydost om slaggupplaget invid Torsfallsåns södra strand. En grusväg leder från det egentliga hyttområdet till slaggupplaget; vägen är till stor del uppbyggd av slagg. Mot väg 33 i söder finns en skogsridå, huvudsakligen bestående av lövträd. På Bruksbacken 1:2 finns ett torp med trädgård och gräsmatta mot Torsfallsån. Mellan gräsmattan och ån finns en björkridå.



Figur 10 Ungefärlig avgränsning (rödmarkerade) av arbetsområdet kring gruvområdet (till vänster) och Hyttan (höger). De respektive områdenas lägen i förhållande till varandra framgår av Figur 1.

5.3. FÖRBEREDANDE ARBETEN

Innan de egentliga efterbehandlingsarbetena påbörjas behöver vissa förberedande arbeten genomföras. Preliminärt omfattar dessa arbeten främst:

- Iordningställande av och arbetsytor för uppställning av bodar för kontors- och arbetsutrymmen, maskinutrustning, elförsörjning m.m.
- Iordningställande av tillfälliga transportvägar inom området.
- Iordningställande av upplagsytor för förorenade respektive rena massor.
- Vid behov, förstärkning av befintliga vägar som kommer att utnyttjas.
- Instängsling av arbetsområde.

5.4. PLUGGNING AV STOLLGÅNGEN

Pluggningen av stollgången kan komma att genomföras på följande sätt:

1. Vattennivån i gruvan sänks med några meter genom kontinuerlig pumpning. Detta görs för att sänka vattennivån i gruvan under stollgångens golvnivå. Avsikten är att stoppa utflödet av vatten genom stollgången och möjliggöra pluggningsarbeten. Pumpningen vidmakthålls därefter till dess att pluggningen i Stollgången, vilken kan utföras av betong, härdat. Den totala volymen vatten som kommer att avbördas på detta sätt uppskattas till ca 5000 - 6000 m³ för avsänkningen, och sedan tillkommer underhållspumpning motsvarande ca 30-40 m³/dygn (utifrån det naturliga tillflödet till gruvan) för att bibehålla nivån. Vattnet avleds direkt till Tjursbosjön.
2. Stollgångens mynning rensas från jord och lösa bergmassor intill fast berg. Detta görs för framkomlighet. Förskärning sprängs fram, liksom uttag för mothåll i berg.
3. Bergmassan kring Stollgångens mynning kommer sannolikt att behöva tätas med injektering och förstärkas.

4. En tät plugg av betong gjuts fast i Stollgångens mynning. Pluggen dimensioneras för ett maximalt möjligt ensidigt vattentryck motsvarande det tryck som kan orsakas av den framtida grundvattennivån i gruvan (med lämplig säkerhetsmarginal).

5.5. OMHÄNDERTAGANDE AV VARP OCH SLAGG INOM GRUVOMRÅDET

Varp och slagg inom gruvområdet grävs upp, lastas på transportfordon och transporteras till upplagsytor vid gruvhålen där de ska användas som stödfyllning eller till upplagsytor vid Gruvviken där överskottsmassor ska läggas ut. Det avfall som berörs är grovkornigt och risken för damning och spill av förorenat material bedöms därför som liten. Några särskilda anordningar för att begränsa spill såsom avgränsning mellan förorenade och icke förorenade områden bedöms därför inte som nödvändiga för att detta arbete ska kunna utföras.

5.6. OMHÄNDERTAGANDE AV SLAGG OCH VARP VID TORSFALLSÅN

Slagg och eventuell varp som är belägen vid Hyttan, vid Torsfallsån kommer att schaktas ur och marken kommer att återställas. Slaggen, eventuellt även varp, kommer att nyttjas i samband med igengjutningen av gruvhålen på Käringryggen, se avsnitt 5.5. För det fall avfall återfinns på större djup än 0,5 m under markytan

Uppgrävning kommer sannolikt delvis att ske under vatten. Avfallen kan komma att läggas upp i ett mellanlager där viss avvattning kommer att ske genom avrinning/dränering under liggtiden innan massorna lastas på transportfordon. Detta vatten får infiltrera i mark och avrinna diffust till Torsfallsån. Detta bedöms inte medföra någon ökad belastning av betydelse i förhållande till befintliga förhållanden. Infiltrerande nederbörd och avrinnande grundvatten passerar även i dagsläget dessa massor.

Arbetena kommer att ske i anslutning till ån och det finns därmed en risk för att de kan vara grumlingsalstrande. Torsfallsån har naturligt en periodvis hög suspendatbelastning t.ex. i samband med hög nederbörd samt snösmältning. Schaktarbetena kommer att utföras på ett sådant sätt att risken för grumling begränsas. Detta kan t.ex. genomföras genom man vid uppgrävning kvarlämnar en vall av befintliga massor mot ån. Det urgrävda området bakom denna vall återfylls varefter även vallen som sista åtgärd tas bort och ersätts med rena massor, när vattenföringsförhållanden m.m. anses som lämpliga. Det bedöms som i praktiken omöjligt att bygga en hållbar skärm av geotextil eller liknande i Torsfallsån.

5.7. TÄCKNING AV GRUVHÅL

Täckningen av befintliga gruvhål kan komma att utföras på följande sätt:

1. Löst berg kring gruvhålen skrotas ned till några meters djup under respektive gruvöppning. Detta arbete görs ur säkerhetssynpunkt samt för att säkerställa att gjutning sker mot friskt berg.
2. All slagg inom området, inklusive slagg från Hyttan, transporteras upp till gruvschakten i Holländarefältet, uppe på Käringryggen. Transporten kommer huvudsakligen att ske på icke förorenade ytor varför ramper anordnas för lastning från förorenat område till transportfordon stående på icke förorenat område, liksom ramp för lossning från ej förorenat område ned till förorenad yta.
3. Slaggen, krossas i en mobil krossningsanläggning på plats i Holländarefältet till en mindre kornstorlek (t.ex. 30 mm). Detta görs för att säkerställa att slaggen inte hänger sig i schakten.
4. Krossad slagg tippas växelvis i samtliga gruvschakt på ett sådant sätt att fyllningen i samtliga gruvhål når upp till ungefär samma nivå.

5. Befintlig varp på Holländarefältet, intill gruvschakten, harpas och sorteras i lämpliga fraktioner (t.ex. 0-200 mm och 200-500 mm). Vid behov kan även varp komma att krossas.
6. Fortsatt fyllning i gruvschakten sker växelvis med de olika varpfraktionerna. Lagermäktighet och antal lager kommer att avgöras med hänsyn dels till kvarvarande behov av massor efter det att slaggfyllningen avslutats, dels med hänsyn till styckefall i varpen. Betong med en mäktighet av minst 1000 mm gjuts på minst de två översta nivåerna med lager av varp.

De på detta sätt tätade schaktöppningarna täcks avslutningsvis med minst 0,5 m morän, efter det att intilliggande förorenade ytor rensats, se nedan avsnitt 5.10.

För Knutsschaktet planeras en annan sluttäckning, där den slutliga betongtätningen utförs under omgivande markyta. Betonggjutningen täcks inte utan får utgöra ”golv” under schaktöppningen. Därmed kommer den översta delen till gruvschaktet fortfarande att vara synligt. Golvet utförs lutande och dräneras i sin lågpunkt så att stående vatten undviks. Detta förfarande har valts utifrån kulturmiljöhänseende eftersom det då finns en möjlighet att bevara vissa synliga delar av gruvorna.

I samband med täckningen kommer troligen även ett antal borrhål ner till gruvan att behöva etableras, för att underlätta nedpressning av stödfyllningen och fungera som framtida mätkontrollstationer, för gruvans framtida vattenuppfyllning.

5.8. UTLÄGGNING AV VARP OCH SLAGG I GRUVVIKEN

Sannolikt kommer endast en begränsad volym av den varp som ligger upplagd på land att behövas för stödfyllning i gruvhålen. Resterande del av denna varp kommer att transporteras till Tjursbosjön och placeras under vatten i anslutning till den varp som redan tidigare ligger här. Detta förfarande gör att syretillförseln begränsas och därmed oxidation av sulfider och framtida utlakning. I viss utsträckning kan även slagg komma att läggas ut i sjön.

Innan utläggning av varp och slagg i vattenområdet påbörjas avskärmas arbetsområdet i vatten från övriga delar av sjön. Skärmen kan t.ex. konstrueras med en geotextil, vilken förses med kontinuerlig flytkropp i ytan och förankras till botten så att en heltäckande skärm erhålls, eller som en luftbubbelridå.

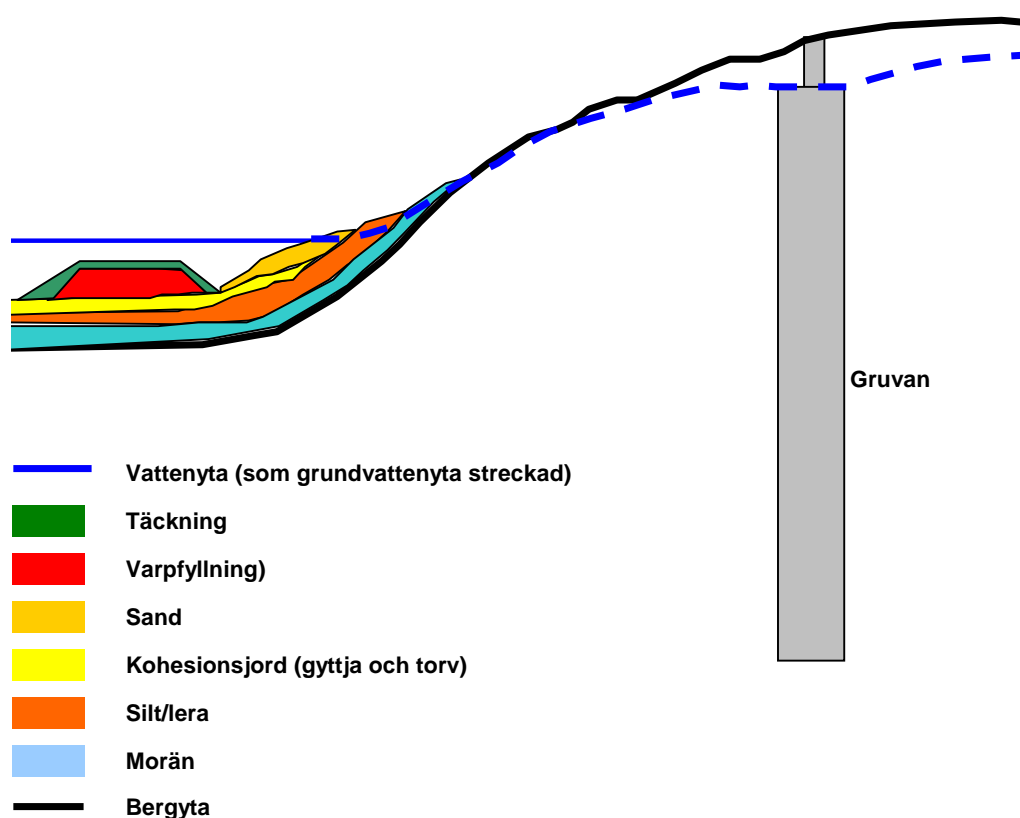
Kvarvarande varp transporteras från Holländarefältet och Sohlbergsfältet ner till stranden och läggs ut i sjön. Detta kan t.ex. ske genom att varp och slagg först läggs ut på den befintliga fyllningen under vatten så att en transportväg ut på utläggningsområdet i sjön erhålls. Fortsatt utläggning kan sedan ske genom ändtippning av varp över den befintliga fyllningens slänkrön. De översta jordlagren (4-5 m) i sjön där tippning ska ske är mycket lösa och de tippade massorna kommer att tränga ned i de lösa sedimenten. För att underlätta och styra nedpressning i de lösa massorna, vilket kan behövas för att säkerställa stabilitetsförhållandena under genomförandeskedet, kan sådan tippning komma att kombineras med viss urgrävning, för att med hänsyn till säkerheten säkerställa stabilitetsförhållandena under utförandet. Ett annat sätt att säkerställa säkerhetskraven under utläggningen är att utföra denna med maskiner stående på flottar, pråmar eller liknande, varvid okontrollerade skred under utförandetiden kan accepteras.

Alternativt läggs massorna ut på större djup (under språngskiktet) Gruvviken, under språngskiktet, dit de kan transporteras med pråm, transportband eller liknande.

Efterhand som utläggningen av varp och slagg framskrider schaktas bakomliggande yta ner till ca en meter under sjöns vattenyta och täcks. Täckningen ska bestå av minst 0,3 m erosionsbeständig jord eller krossmaterial. Syftet med täckningen är att genomströmning av vatten som kan innebära att syresatt vatten tillförs utlagd varp, ska begränsas. Eftersom de processer som skapar vattenströmmar i sjön inte kan påverka vattnet under språngskiktet (under ca 7 m djup) behöver varp som läggs ut under detta inte täckas.

Utläggningen i sjön kommer sannolikt att innebära en betydande uppgrumling av sediment bakom skärmen. De sediment som grumlas upp kommer i stor utsträckning att vara förorenade, med höga halter av framför allt koppar och kobolt. Även sedimenten utanför det område som berörs av tippningen är förorenade på samma sätt, varför återsedimenteringen av uppgrumlade sediment inte kommer att leda till att föroreningshalterna i ökar i sediment utanför området med utlagd varp och slag.

Den slutliga utbredningen och placeringen av de förorenade massorna är inte avgjord. Utformningen kommer att bestämmas när stödfyllningen för täckning av gruvhål är genomförd och den återstående volym varp som ska efterbehandlas är känd. Vägledande vid val av slutlig utformning är att förutsättningarna för genomströmning av grundvatten och ytvatten genom de utlagda massorna ska bli så ogynnsamma som möjligt samt att tillförseln av syre ska reduceras. Genomströmning av ytvatten begränsas genom att massorna täcks med finkornigare men erosionsbeständigt material, alternativt läggs ut under språngskiktet. För att undvika genomströmning av grundvatten läggs ingen varp i direkt kontakt med strandens undervattensslänt. Ett exempel på hur denna utformning kan tillgodoses framgår av Figur 11.



Figur 11 Principsektion med ett exempel på hur fyllningen i Tjursbosjön kan utformas för att genomströmningen av grundvatten genom ska begränsas. Genom att fyllningen i sin helhet ligger ute i sjön och under sjöns vattenyta utjämnas trycknivåerna och grundvatten i det övre grundvattenmagasinet (sand och silt) kan strömma ut i sjön utan att passera varpfyllningen.

5.9. OMHÄNDERTAGANDE AV LAKREST OCH VASKMULL

Lakrest och vaskmull återfinns vid Tjursbosjöns strand. Volymerna har uppskattats till ca 250 m³ (lakrest) respektive 1000 m³ (vaskmull). Båda materialen har en kornfördelning med dominerande sandiga och grusiga fraktioner. Lakresten är enkelt identifierbar genom sin röda färg medan vittrad vaskmull är gul till färgen

och snarlik naturlig sand. Vaskmull kan enklast skiljas från naturlig sand genom sin kantiga kornform, ett resultat av krossning i anrikningsprocessen.

Vaskmull och lakrest ska grävas upp och transporteras till en deponi för farligt avfall. Möjligen kommer deponering att ske vid Västerviks kommuns avfallsanläggning, Målserum, som har tillstånd att deponera farligt avfall.

Uppgrävning kommer delvis att ske under vatten. Avfallen kommer att läggas upp i ett mellanlager där viss avvattning kommer att ske genom avrinning/dränering under liggtiden innan massorna lastas på transportfordon. Vid arbeten med finkornigt avfall kommer arbetsområdet att ordnas så att transportfordon hela tiden står på en ren yta, dvs. avskilt från det förorenade området genom en icke passerbar barriär. Grävmaskiner och hjullastare som rör sig på områden förorenade med finkornigt avfall kommer att spolas av innan de tillåts lämna förorenat område.

Transport av lakrest och vaskmull till extern mottagare kommer att ske i täckta fordon.

Vatten som avrinner från mellanlagret kommer inte att samlas upp och omhändertas utan tillåts infiltrera och avrinna till Tjursbosjön. Detta bedöms inte medför någon ökad belastning av betydelse i förhållande till befintliga förhållanden. Infiltrerande nederbörd och avrinnande grundvatten passerar även i dagsläget dessa massor innan det avbördas till sjön.

Uppgrävning kommer att ske ned till ca en meter under sjöns vattenyta. Eventuellt avfall på större djup kvarlämnas och täcks i stället. Avfall på detta djup bedöms inte utgöra någon humantoxisk risk vare sig genom hudkontakt eller genom intag. En säkerställd placering under vatten innebär också att syretillgången begränsas i tillräcklig utsträckning för att vittring och utlakning inte ska kunna äventyra det uppsatta målet med efterbehandlingen.

Efter det att urgrävningen är genomförd täcks de framschaktade ytorna enligt samma princip som gäller för utlagd varp och slagg, se avsnitt 5.8.

Vaskmull återfinns sannolikt även på större djup utanför stranden, blandat med deponerad varp men även med naturliga sediment. Möjligen finns även lakrest inlagrat i dessa material. Dessa förekomster kommer inte att åtgärdas på annat sätt än att de kan komma att täckas av varp och slagg, se avsnitt 5.8.

5.10. ÅTERSTÄLLNING

Vid Hyttan där slagg grävts bort sker återfyllning med massor av osorterat moränmaterial, grus eller krossgrus samt matjord och fyllningen avjämnas med anslutning till omgivande marknivåer. Mot Torsfallsån avslutas fyllningen med bergkross som erosionskydd.

Stollgångens förlängning mot stranden återfylls med anslutning mot omgivande mark. För detta bedöms behovet av fyllningsmassor till ca 1400 m³. Lämpliga massor utgörs av friktionsmaterial av morän, sand, grus eller bergkross.

De blottlagda berghällarna på Käringryggen, från vilka varp bortschaktats, rensas och avstädade massor läggs ut i Gruvviken tillsammans med varp och slagg innan det utlagda avfallet slutligt täcks. Moränfyllningar över gruvhål besås med lämplig fröblandning (gräs) anpassad till omgivande vegetation.

Tillfälliga transportvägar och arbetsytor tas bort. Marken återställs till ursprungligt skick. Ytor med spill av förorenat material rensas från spill som läggs ut tillsammans med varp och slagg i Gruvviken innan de utlagda avfallet slutligt täcks. Rena massor används för återfyllningsändamål.

6. MILJÖMÅL OCH MILJÖKVALITETSNORMER

6.1. MILJÖMÅL

Riksdagen har antagit sexton nationella mål för miljö kvalitet som i huvudsak ska vara uppnådda till år 2020. Syftet med miljö kvalitetsnormer är dels att uppfylla de nationella miljö kvalitetsmålen, dels att överföra EG-rättens miljö kvalitetsnormer till svensk miljö rätt.

Miljö kvalitetsmålen definierar det tillstånd som miljö arbetet ska sikta mot att uppnå. Varje miljö kvalitetsmål har ett antal delmål som anger inriktning och tidsperspektiv för det konkreta miljö arbetet. Av de 16 miljö kvalitetsmålen är i första hand 4 aktuella för detta projekt:

- 4. Giftfri miljö
- 8. Levande sjöar och vattendrag
- 11. Myllrande våtmarker
- 16. Ett rikt växt- och djurliv

Enligt det nationella miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö ska ”miljön vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.

I det nationella miljö målet Levande sjöar och vattendrag anges att sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och variationsrika livsmiljöer. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljö värden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras samtidigt som förutsättningarna för friluftsliv värnas.

Efterbehandlingsåtgärderna som planeras i Gladhammar syftar till att minska den mängd av koppar och kobolt som varje år lakas ut till recipienterna samt att reducera de hälsorisker som är förknippade med förekomsten av arsenik. Genom de planerade åtgärderna inom området kommer dessa mål på sikt att kunna främjas.

Det nationella miljö kvalitetsmålet Myllrande våtmarker syftar till att bevara våtmarkernas ekologiska och vattenhållande funktion i landskapet och behålla värdefulla våtmarker för framtiden. Efterbehandlingen berör till viss del detta miljö kvalitetsmål genom att delar av sjöarnas stränder kan karaktäriseras som våtmarker (t.ex. Ekenässjön). Även detta miljö mål kommer på sikt att främjas av de planerade åtgärderna

Det nationella miljö kvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv antogs i november 2005 och är därmed det senast uppsatta målet. Målet syftar till att bevara den biologiska mångfalden och nyttja den på ett hållbart sätt, både för nuvarande och för framtida generationer. Även detta miljö kvalitetsmål främjas genom att åtgärderna syftar till att förbättra livsbetingelserna för akvatiska organismer i Tjursbosjön.

Sammanfattningsvis bedöms de planerade åtgärderna uppfylla de riktlinjer som anges i miljö kvalitetsmålen som antagits av Sveriges riksdag.

6.2. MILJÖKVALITETSNORMER

Miljö kvalitetsnormer regleras i 5 kapitlet i miljö balken. Miljö kvalitetsnormer kan meddelas av regeringen i förebyggande syfte, för att åtgärda befintliga problem, uppnå nationella miljö kvalitetsmål eller för att kunna genomföra EG-direktiv.

Bestämmelser om miljö kvalitetsnormer för halter i utomhusluft av kvävedioxid, kväveoxider, svaveldioxid, kolmonoxid, bly, partiklar och ozon finns i förordningen 2001:527. Dessa kommer att kompletteras med normer för bensen från och med 2010 samt arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren från och med 2013. I Tabell 2 redovisas miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Miljö kvalitetsnormerna anger den högsta stör-

ningsnivå människor eller miljö kan utsättas för utan risk för påtaglig skada. En verksamhet får inte medföra att en norm överskrids. Om en miljökvalitetsnorm riskerar att överskridas ska ett åtgärdsprogram upprättas för verksamheten.

Den planerade verksamheten är av sådan art att miljökvalitetsnormerna inte riskerar att överskridas.

Det finns också miljökvalitetsnormer för olika ämnen i fisk- och musselvatten (SFS 2001:554). Naturvårdsverket har meddelat föreskrifter om i vilka fiskvatten miljökvalitetsnormerna ska tillämpas (NFS 2002:6). De recipienter som berörs av utsläppen från Gladhammars gruvområde omfattas inte av dessa normer.

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer för utomhusluft (SFS 2001:527).

Förorening	Medelvärdestid timme	Medelvärdestid dygn	Medelvärdestid år
Kvävedioxid	90 µg/m ³ luft	60 µg/m ³ luft	40 µg/m ³ luft
Svaveldioxid	200 µg/m ³ luft	100 µg/m ³ luft	-
Kolmonoxid	-	10 mg/m ³ luft	-
Partiklar (PM10)	-	50 µg/m ³ luft	40 µg/m ³ luft
Bly	-	-	0,5 µg/m ³ luft
Ozon	120 µg/m ³ luft *	-	-
Bensen	-	-	5 µg/m ³ luft
Arsenik	-	-	6 ng/m ³ luft*
Kadmium	-	-	5 ng/m ³ luft*
Nickel	-	-	20 ng/m ³ luft
Bens(a)pyren	-	-	1 ng/m ³ luft

* vid mätning av PM10

7. PÅVERKAN UNDER ARBETSTIDEN

7.1. UTSLÄPP TILL VATTEN

Utsläpp av lösta ämnen

Utsläpp av lösta ämnen uppkommer främst vid sänkning av vattenståndet i gruvan, då vatten bortpumpas och släpps till Tjursbosjön. Den initiala vattenvolymen som krävs för att sänka vattennivån några meter (ca 5 m) uppskattas till ca 5400 m³. Den erforderliga tiden för sänkning av vattenytan beräknas till 90 dagar. Därefter upprätthålls tillräcklig pumpning (ca 34 m³/dygn) för att hålla vattenytan på avsedd nivå till dess att åtgärderna för Stollgången är klara.

Om man utgår från att avsänkningen inklusive den pumpning som krävs för att upprätthålla den avsänkningen måste pågå under maximalt 200 dagar med flödet 34 m³ per dygn, vilket bedömts som troligt i de hydrogeologiska undersökningarna, och att halterna i det pumpade vattnet motsvarar uppmätta halter i gruvvatten (se avsnitt 4.4) kommer ca 92,2 kg koppar, 14,4 kg kobolt och 8,6 kg bly att tillföras Tjursbosjön. Det måste dock tas i beaktande att hela detta tillskott inte kommer att medverka till en haltökning i sjön. Den nuvarande belastningen från gruvan (d.v.s. mängden som idag kommer från stollgången) måste frånräknas. I praktiken orsakas sålunda tillskottet enbart av den bortpumpade volymen som krävs för att momentant sänka gruvans vattennivå med ca 5 m. Den resulterande belastningen utspädd i Tjursbosjöns vattenvolym, ca 12 Mm³, innebär beräkningsmässigt en tidsbegränsad haltförhöjning i sjön med 2,7 µg/l för koppar, 0,41 µg/l för kobolt och 0,25 µg/l för bly. I normala sjöar skulle detta vara en betydande förhöjning. I Tjursbosjön innebär det dock endast ett påslag med enstaka procent (ca 3-4 %) och de beräknade påslagen är betydligt lägre än variationsintervallet för uppmätta halter.

Grumlingsalstrande arbeten

Utläggningen av varp och slagg i sjön kommer att innebära en avsevärd grumling, vilken med hänsyn till det övre sedimentlagrets finkorniga karaktär bedöms komma att kvarstå en tid efter det att utläggningen avslutats. De sediment som grumlas är dessutom förorenade.

Grumlingen bedöms inte komma att medföra några nämnvärda negativa effekter, främst eftersom hela sjön redan är kraftigt påverkad, med mycket höga föroreningshalter såväl i sediment som i vattenpelaren. Det tillskott som kan erhållas av grumling bedöms därför inte få någon betydande påverkan för vare sig miljö eller hälsa.

För att förhindra att grumlingen sprids till andra delar av sjön kommer dock grumlingsalstrande arbeten utföras bakom skyddsskärmar t.ex. av geotextil (s.k. siltgardiner) eller med andra grumlingsbegränsande anordningar.

7.2. UTSLÄPP TILL LUFT

Utsläpp till luft sker främst med avgaser från transportfordon och arbetsmaskiner. Dessa är huvudsakligen dieseldrivna och ger därmed upphov till utsläpp främst av koldioxid, kväveoxider och partiklar som kan vara av betydelse för miljön.

Inget av utsläppen bedöms bli av en storleksordning som skulle kunna äventyra några miljökvalitetsnormer eller utgöra någon risk för människors hälsa eller miljön. De områden inom vilka arbeten kommer att utföras är öppna med god luftomsättning och koncentrationerna av hälsofarliga ämnen i luften bedöms komma att ligga långt under skadliga nivåer.

7.3. DAMNING

Damning kan främst förekomma i samband med transporter på grusvägar vid torrt och blåsigtt väder, samt vid den planerade krossningen av slagg för fyllning i gruvschakt.

Damning som beror på transporter medför endast spridning av icke förorenade partiklar (finfraktionen i slitlager av grus på vägar och arbetsytor). Sådan damning bedöms inte kunna bli av en omfattning som medför någon hälsorisk.

De avfall som hanteras utgörs huvudsakligen av slagg och varp vilka pga. sin kornstorlek inte bedöms som damningsbenägna.

Finkorniga avfall, som med hänsyn till sin kornstorlek kan vara damningsbenägna, dvs. vaskmull och lakrest finns vid Tjursbosjön. Dessa avfall är i huvudsak vattenmättade när de grävs upp och transporteras bort. Hanteringen av dessa bedöms därför inte medföra någon risk för damning.

Krossning av slagg kan däremot innebära en viss risk för damning för det fall slaggstycken faller sönder till delvis finpartikulära damningsbenägna fraktioner. Detta bedöms dock som mindre sannolikt eftersom slagg vanligtvis sönderfaller i sammanhållna större stycken redan vid lätt bearbetning med krossutrustning, till skillnad från berg. Någon risk för besvärande damning i omgivningen, eller hälsorisker till följd av en damning bedöms inte föreligga. För det fall även varp kommer att krossas accentueras risken för damning. Krossningsutrustning kommer dock att vara försedd med sedvanliga skydd mot spridning av damm och beredskap för dammbekämpning kommer att finnas under arbetstiden.

7.4. HUSHÅLLNING MED NATURRESURSER

Användningen av naturresurser för efterbehandlingen bedöms bli måttlig. För täckning av utlagd varp och slagg i Tjursbosjön och gruvhålen samt återfyllning vid Hyttan kommer en begränsad mängd friktionsmaterial, mest sannolikt morän, att användas. Volymerna bedöms vid det planerade förfarandet inte överstiga 20 000 m³. I regionen utgör denna typ av material (morän och bergkross) ingen bristresurs.

För täckningen av gruvhål och stollgången krävs med den planerade metoden därutöver ca 2 000 m³ betong. Det planerade tillvägagångssättet vid efterbehandlingen innebär att lokala lösningar och material eftersträvas, vilket så långt som möjligt begränsar behovet av transporter, energiförbrukning och insatsvaror.

Mot bakgrund av ovanstående bedöms den föreslagna lösningen väl anpassad till hushållnings- och kretsloppsprincipen

7.5. TRANSPORTER, BULLER, VIBRATIONER M.M.

Närmast berörda av störningar från arbetsplatsen och transporter är permanent boende i en bostad intill arbetsområdet vid Holländarefältet. I övrigt finns några fritidsbostäder inom en radie av 1 km från arbetsområdet. Vid arbetsområdet i Hyttan, där slagg ska grävas upp och transporteras bort finns ett torp som passerar av transporterna samt gården Hyttan som kan beröras av eventuellt buller.

Behovet av transporter begränsas till transporterna av lakrest och vaskmull till extern omhändertagare, slagg från Tjursbosjöns strand och Hyttan till gruvhålen, varp från Holländarefältet och Sohlbergsfältet till gruvhålen i Holländarefältet samt transport av täckningsmaterial till området, inklusive betong.

Transport av varp sker enbart inom arbetsområdet vid Holländarefältet och stranden, samt från Sohlbergsfältet till detta och kommer därmed inte att beröra allmän väg. Transporten kommer däremot att beröra en enskild väg vilken fungerar som tillfartsväg till den bostadsfastighet som även i övrigt berörs av saneringen. Flyttningen av denna varp bedöms generera ca 100 fordonsrörelser från Holländarefältet till Sohlbergsfältet och tillbaka igen.

Om man antar att fordon med lastkapacitet 20 ton används för transporterna in till och ut från området, inklusive transporten av slagg från Hyttan till Holländarefältet, bedöms omfattningen av trafik in till och ut från området begränsas till totalt 1000-3000 transporter. Det stora variationsintervallet beror på osäkerheter beträffande den slutliga utbredningen av utlagd varp och slagg i Tjursbosjön vilken påverkar behovet av täckningsmaterial, vilket dominerar behovet av transporter.

Buller genereras av transporter och arbetsmaskiner vid flyttning av material inom området, transporter till och från området samt vid krossning av slagg. Arbetena kommer huvudsakligen att utföras under dagtid (en eller möjligen tvåskift), med undantag för pumpning av vatten från gruvan som kommer att upprätthållas kontinuerligt under den tid pumpning pågår. Pumparna bedöms dock inte komma att generera bullerstörningar utanför området.

Den verksamhet som bedöms orsaka de största bullerstörningarna är krossningen av slagg som kommer att bedrivas på Holländarefältet. Buller från arbetsplatserna kommer att begränsas i enlighet med Naturvårdsverkets allmänna råd (NFS 2004:15) för buller från byggarbetsplatser.

De vibrationer som skulle kunna uppkomma under åtgärdsskedet är begränsade till transporter till och från arbetsområdet, motsvarande normal tung trafik.

7.6. KEMIKALIEHANTERING OCH AVFALLSHANTERING

De kemikalier som hanteras inom projektet är främst drivmedel och smörjmedel till arbetsmaskiner. Det avfall som kommer att hanteras, förutom det avfall som omfattas av saneringen, kommer främst att utgöras av förpackningsavfall och eventuellt spill från använda byggvaror (betong m.m.). Därutöver kan flytande avfall uppkomma främst vid oljebyten i arbetsmaskiner. Sådant avfall kommer att källsorteras och hanteras i överensstämmelse med kommunens avfallsplan.

Lagring av kemikalier, drivmedel m.m. kommer att ske på invallad och tät yta försedd med nederbördsskydd. Invallningen ska inrymma det största kärlets volym samt 10 % av den samlade volymen av övriga förvaringskärl. Med iakttagande av dessa försiktighetsåtgärder bedöms hanteringen av kemikalier och avfall inte medföra några konsekvenser av betydelse för omgivningen.

7.7. RISK FÖR OLYCKOR HAVERIER M.M.

De största riskerna för olyckor och haverier bedöms vara kopplade till utläggning av varp och slagg i sjön, då nedpressning av avfallet i de övre, lösa sedimenten i sjön kan medföra mer eller mindre okontrollerade skredrörelser. Mäktigheten hos den lösa jorden är inte anmärkningsvärt stor och denna risk bedöms inte avvika från motsvarande risker i liknande anläggningsprojekt, exempelvis grundläggning av vägbankar, invallningar m.m. genom nedpressning/undanpressning av lös jord. Det bedöms därför att denna risk kan kontrolleras med konventionella geotekniska undersökningar och försiktighetsmått.

Fyllningen av gruvhål är förenad med risker för successiva eftersättningar, som innebär att utlagd fyllning kan rasa in. Risken för sådana begränsas genom att fyllningen i sin övre del avslutas med omfattande betongarmeringar.

Försiktighetsmått kommer att vidtas för att säkerställa att maskiner, personal eller tredje person inte kommer att befinna sig på fyllda gruvhål innan den slutliga täckningen är genomförd och säkrad.

Arbetsområdet eller delar av detta kan komma att vara inhägnat och skyltning kan komma att sättas upp när det bedöms som motiverat av säkerhetsskäl.

7.8. PÅVERKAN PÅ ANDRA INTRESSEN

Vandringsleden Tjustleden passerar förbi Sohlbergsfältet, genom Holländarefältet och ned till stranden innan den lämnar arbetsområdet och fortsätter förbi Smedjemåla längs Tjursbosjöns östra strand mot söder. Under arbetstiden kommer leden att tillfälligt läggas om på så sätt att den länkas av mot Smedjemåla innan den når Sohlbergsfältet.

7.9. KONTROLL

Ett program för miljökontroll under genomförande av entreprenadarbeten kommer att upprättas i samråd med tillsynsmyndigheten. Kontrollprogrammet kommer preliminärt att omfatta följande förhållanden:

- Kontroll av utpumpad volym gruvvatten samt halter i detta vatten i samband med att arbeten med pluggning av stollgången utförs.
- Kontroll av turbiditet i Gruvviken under tid arbeten i vatten eller i angränsande strandområden utförs.
- Kontroll av turbiditet i Torsfallsån uppströms och nedströms hyttområdet under den tid saneringsarbeten bedrivs exponerat mot vattenområdet.

- Kontroll av resthalter i de schaktbottnar och schaktväggar som inte omfattas av täckningsåtgärder, vid urgrävning av vaskmull och lakrest.
- Okulär kontroll av att allt avfall är borttaget inom samtliga områden där varp och slagg ska tas bort.
- Kontroll genom bullermätning för det fall klagomål inkommer.

Kontrollprogrammet ska uppfylla de krav som ställs i Naturvårdsverkets anvisningar för kvalitetssäkrad miljökontroll och minst omfatta beskrivning av syfte med kontrollåtgärd, ingående mätstationers beteckning och lokalisering, vilka parametrar som mäts vid respektive station, samt vilka åtgärder som vidtas för att säkerställa rätt datakvalitet

8. LÅNGSIKTIGA MILJÖKONSEKVENSER AV ÅTGÄRDERNA

8.1. UTSLÄPP TILL VATTEN

Ett av de huvudsakliga syftena med åtgärderna är att långsiktigt minska utsläppen av metaller från gruvområdet till Tjursbosjön. De årliga utsläppen har i dagsläget beräknats till i storleksordningen 1 kg arsenik, 400-500 kg koppar, 100-150 kg kobolt och 50-100 kg bly. De planerade åtgärderna bedöms på lång sikt minska detta läckage med minst 90 %. Den kvarstående belastningen bedöms då vara i storleksordningen 0,1 kg arsenik, 40-50 kg koppar, 10-15 kg kobolt och 5-10 kg bly. Detta innebär att belastningen av arsenik närmar sig naturliga nivåer medan belastningen av koppar, kobolt och bly även fortsättningsvis kommer att vara mycket högre än de naturliga källorna. Gruvområdet bedöms sålunda vara den helt dominerande källan för utsläpp av dessa metaller till Tjursbosjön även fortsättningsvis och överstiga den naturliga tillförseln till sjön med en faktor ca 10. Det bedöms dock inte vara möjligt att med rimliga insatser begränsa utsläppen i större utsträckning.

Effekterna av pluggningen av Stollgången har beräknats med hjälp av en hydrogeologisk modell över gruvområdet, vilken upprättats och kalibrerats med hjälp av uppmätta flöden i Stollgången, hydrauliska tester i två bergborrhållsbrunnar och i sju grundvattentrör i jord och samvariationer mellan flöden och grundvattennivåer i berg och jord. Beräkningen av effekter utgår från att en tätning av Stollgången inte kan bli helt tät utan minskar med 90 %. När denna tätning införs i modellen stiger grundvattenytan i berget och gruvan med ca 20 m. För det fall tätningen blir effektivare bedöms grundvattenytan stiga ytterligare. Tätningen av gruvhålen genomförs i första hand för att en situation inte ska uppkomma där gruvhålen uppe på Käringryggen börjar brädda till följd av att tätningen blir effektivare än beräknat, samtidigt som tillflödet till gruvan inte minskar i den beräknade utsträckningen. Genom tätningen begränsas tillrinningen av ytvatten som tidvis kan vara relativt stor. Reduktionen av tillrinning av ytvatten och nederbörd beräknas till 30 %.

Tätningen och den stigande grundvattenytan medför också att syretransporten till och ned i gruvan minskar. Detta bedöms kunna reducera vittring på gruvans väggar varför inte bara flödet från gruvan utan på längre sikt även halterna i gruvvattnet kan minska.

Utläggningen i Tjursbosjön av varp från nuvarande deponier på land kan inledningsvis leda till en kortvarig ursköljningseffekt genom upplösning av tidigare utfällda vittringsprodukter, se nedan. På längre sikt bedöms avfallens utläggning i sjön leda till att vittringsreaktionerna avstannar, och läckaget av metaller från vittring och lakning av varp mer eller mindre upphör. Orsaken till detta är att vittringsreaktionerna kräver tillgång till syre (se avsnitt 4.2) och att diffusionshastigheten för syre i vatten endast är 0,01 % av diffusionshastigheten för syre i luft. Med varpen placerad under vattenytan i en stagnat vattenmassa minskar således den möjliga syretillförseln i motsvarande utsträckning, jämfört med den nuvarande placeringen på land över grundvattenytan. Vittringen kommer troligen inte att minska proportionellt mot den minskade syretransporten eftersom syretillförseln i dagsläget förmodligen inte är begränsande, utan det bedöms som mer sannolikt att vittringen begränsas av hastigheten hos oxidationsreaktionerna. De genomförda fukt-kammarförsöken visar dock att re-

aktionshastigheten är hög och den begränsade syretillförseln under vatten bedöms därför på längre sikt minska frigörelsen av metaller från varpen till en bråkdel av den nuvarande hastigheten.

Det finns en risk att varp som placeras under vatten kan komma att tillföras en viss mängd syre med genomströmmande, syresatt grundvatten. För att begränsa denna risk kommer utläggningen att utföras så att det skapas en öppen vattenyta i kontakt med sjön i stort sett längs hela stranden bakom den utlagda varpen, se Figur 11. Detta innebär att de hydrauliska gradienterna utjämnas och drivkrafterna för grundvattenströmning genom fyllningen kraftigt begränsas. Till detta ska läggas den täckning som appliceras på varp som kommer att ligga över språngskiktet och kan påverkas av vattenströmmar, vilket i viss mån ytterligare begränsar omsättningen.

Den risk för ursköljningseffekter som kan erhållas under en tid efter det att arbetena genomförts kan tillskrivas de förändringar av de geokemiska förhållandena som uppkommer vid placeringen under vatten, och som eftersträvas för att begränsa vittring och utlakning på sikt. De sekventiella lakförsök som genomförts på varp visar att ca 10 % av kopparmängden i varp utgörs av fraktioner som kan betraktas som mer eller mindre lättillgängliga och kan tänkas laka ut om ogynnsamma geokemiska förhållanden uppkommer. Till helt dominerande del utgörs denna del av koppar bunden till amorfa mangan- och järnoxidhydroxider. Dessa faser kan lösas upp om miljön blir tillräckligt reducerad (syrefattig), i kombination med ett tillräckligt lågt pH. Vid efterbehandlingen eftersträvas en syrefattig miljö, eftersom denna kommer att begränsa den fortsatta vittringen. Därmed underlättas upplösning av dessa vittringsprodukter. Upplösningen begränsas dock i viss mån av att pH inte bedöms sjunka i någon betydande utsträckning. Vid tester av s.k. pasta-pH, dvs. det pH som utbildas när man blandar materialet med avjoniserat vatten utan egen buffertkapacitet, erhöles pH-värden för varpen som varierade mellan 4,3 och 6,8, men huvudsakligen i pH-intervallet 5,5–5,7. Sjövattnet har idag ett pH som varierar i intervallet 6,5–7 men kan med hänsyn till den omgivande berggrundens karaktär förutsättas ha en begränsad alkalinitet. Med hänsyn till detta bedöms att porvattnet i varpen kommer att få ett tämligen högt pH jämfört med andra gruvavfall och att upplösningen visserligen kommer att leda till höga halter i porvatten i fyllningen under överskådlig tid, men att detta får liten betydelse för föroreningstransporten till sjön. Utfyllnadens utformning innebär att vattenomsättningen kommer att vara mycket liten och borttransporten av upplöst koppar (och järn) blir långsam. Sammanfattningsvis bedöms detta innebära att upplösningen av vittringsprodukter blir så långsam att det inte kommer att kunna påverka saneringens åtgärds mål.

Det är i praktiken omöjligt att exakt ange den framtida haltutvecklingen i Tjursbosjön efter det att åtgärderna genomförts. Av Figur 9 ovan framgår att sedimentationen (fastläggningen) av metaller i sjöns sediment i dagsläget har mycket stor betydelse. Om fastläggningen av metaller och sedimentationshastigheten även fortsättningsvis blir lika stor kommer halterna i sjön att snabbt minska ner mot naturliga nivåer. Det är dock rimligt att anta att fastläggningen minskar efterhand som halterna i sjövattnet minskar. Så länge fastläggningen och sedimentationen pågår kommer dock halterna att minska, om än med successivt avtagande hastighet, ner mot mer naturliga nivåer.

Det finns dock även en process som motverkar fastläggningen i sedimenten, som illustreras i Figur 9, nämligen diffusion av metaller från porvatten i sedimenten upp till bottenvattnet i sjön. Denna process är idag helt underordnad fastläggningen och sedimentationen, men kan antas öka efterhand som halterna i sjöns vatten minskar.

Den sammantagna effekten av minskande tillförsel från gruvområdet samt minskande fastläggning och ökande diffusion som följd av de avtagande halterna låter sig inte enkelt kvantifieras. De framtida metallhalter i sjöns vatten har därför inte beräknats. Projektets åtgärds mål är dock att även transporten av metaller från Tjursbosjön till nerströms belägna vattendrag ska minska med 90 %, För att detta åtgärds mål ska uppnås krävs att halterna i Tjursbosjön reduceras med en faktor 10. Även med en sådan minskning kommer halterna i sjön att vara ungefär dubbelt så höga som naturliga bakgrundshalter och kommer sannolikt också att överskrida de haltnivåer där viss påverkan på det akvatiska ekosystemet kan förmodas uppträda. Denna påverkan kommer dock att vara betydligt mindre än dagens påverkan.

För att säkerställa att åtgärds målet uppnås kommer utvecklingen i systemet att följas under lång tid, tiotals år. För det fall åtgärds målet inte uppnås har kommunen ansökt om bidrag för en fortsatt sanering, i första hand omfattande de förorenade sediment som kan bli en sekundär källa för förorenings spridning när den primära källan (gruvområdet) åtgärdats.

8.2. LÅNGSIKTIGA HÄLSOEFFEKTER

Dagens förhållanden, då lakrest och vaskmull närmast utgör en sandstrand vid Tjursbosjön intill en passerande vandringsled, innebär att risken för humantoxiska effekter inte kan uteslutas även om risken bedöms som mindre sannolik.

Genom efterbehandlingen elimineras risken för akuttoxiska och cancerogena effekter p.g.a. exponering av framförallt vaskmull som innehåller arsenik i höga koncentrationer.

8.3. MÅLKONFLIKTER - PÅVERKAN PÅ KULTURMILJÖN, ÖVERENSSTÄMMELSE MED PLANER OCH ANDRA INTRESSEN

Gladhammars gruvområde är inte avsatt för något särskilt ändamål i kommunens planer. Området runt gruvorna och den närliggande Lunds by är ett populärt rekreationsområde men är inte klassat som skyddsintresse när det gäller friluftslivet. De planerade åtgärderna innebär heller inget hinder för fortsatt utnyttjande av området för rekreationsändamål, bortsett från en tillfällig avstängning under arbetstiden.

Som redogjorts för ovan (avsnitt 3.5.2) utgör gruvområdet en fast fornlämning och ingår i ett riksintresse för kulturmiljön. De planerade åtgärderna innebär stora ingrepp i kulturmiljön, vars skyddsvärden i praktiken till stor del kommer att gå förlorade. Under huvudstudien fördes ingående diskussioner om detta med företrädare för arkeologiska och kulturhistoriska intressen. Baserat på vad som framkommit i dessa diskussioner kommer en omfattande arkeologisk undersökning med åtföljande dokumentation av de kulturhistoriska intressena att genomföras innan några åtgärder vidtas. Med denna förutsättning har länsstyrelsen funnit att åtgärderna kan genomföras, då miljöintressena i detta fall väger tyngre än de kulturhistoriska intressena. Beslutet motiveras av att gruvområdet utgör en mycket stor punktkälla för metallutsläpp som ger tydliga effekter i recipienten.

Inom de områden där åtgärderna innebär fysiska ingrepp finns inga särskilda kända skyddsintressen i naturmiljön. Ingreppen kommer däremot att innebära en förändrad landskapsbild, såtillvida att de från gruvbrytningen kvarlämnade avfallen som idag är framträdande i området kommer att döljas i gruvan och under vatten. Delar av området åtnjuter landskapsbildsskydd. Den förändring av landskapsbilden som kommer att göras medför en återgång till mer ursprungliga förhållanden. Skyddet av naturmiljön i Tjursbosjön och nerströms liggande vattendrag bedöms väga tyngre än skyddet av landskapsbilden inom gruvområdet.

E.ON., TeliaSonera, Scanova Access AB och Teracom har ledningar inom området. Samråd sker med dessa i samband med att åtgärderna genomförs. E.ON. planerar oberoende av åtgärderna nedgrävning av ledningar (10-20 kV) som passerar området. Åtgärderna medför sannolikt att ytterligare en ledning (0,4 kV) måste grävas ned. Alla åtgärder genomförs i samråd med berörda ledningsägare.

Inom området finns också en potential för framtida utvinning av mineraler. För närvarande har Wiking mineral och IGE Nordic tillstånd enligt mineralagen till undersökning av mineral i bland annat Gladhammarområdet. Även dessa kan beröras av åtgärderna och ingår i samrådskretsen. De åtgärder som genomförs bedöms inte innebära något hinder för framtida mineralutvinning, även om den nuvarande gruvan inte kan utnyttjas som utgångspunkt för ny ortsdrivning. Även om gruvhålen skulle lämnas utan fyllning och täckning bedöms det inte som möjligt att använda den gamla gruvan i samband med en eventuellt förnyad mineralutvinning, med hänsyn till rasrisker m.m.

9. ALTERNATIVA UTFÖRANDE OCH DERAS MILJÖKONSEKVENSER

9.1. NOLLALTERNATIVET

Om den planerade efterbehandlingen inte genomförs kommer den påverkan som finns i de nerströms liggande vattendragen att tillta med tiden. De biologiska effekterna är idag tydliga i Tjursbosjön. Även om Tjursbosjön fungerar som en reningsbassäng för gruvvatten och lakvatten från upplagt avfall är halterna i det vatten som lämnar sjön så höga att nerströms liggande sjöar belastas av stora mängder av koppar, kobolt och bly. Detta innebär att den tydliga påverkan som finns i Tjursbosjön idag med tiden kan uppkomma även i sjöarna nerströms. Slutligen når föroreningen även Östersjön.

Vid nollalternativet kommer även de humantoxiska (orsakade av arsenik) samt ekotoxiska riskerna (orsakade av arsenik, kobolt, koppar och bly) att kvarstå i området.

Slutligen skulle nollalternativet motverka flera av de nationella miljö kvalitetsmålen.

9.2. UPPSAMLING OCH RENING AV LAKVATTEN OCH GRUVVATTEN

Ett alternativ till efterbehandling av gruvområdet vore etablering av ett system för uppsamling av lakvatten och gruvvatten och omhändertagande av detta vatten i en vattenreningsanläggning vid Tjursbosjöns strand. Avfall som ligger över vatten vid stranden (lakrest, vaskmull och slagg) liksom slagg vid Hyttan skulle behöva grävas upp och omhändertas, men övrigt avfall skulle kunna lämnas orört.

Uppsamlingen av vatten bedöms kunna göras effektiv. Flödet från stollgången kan enkelt samlas upp, men även det ytavrinnande vattnet på bergslutningen bör kunna samlas upp i avskärande diken, öppna eller täckta, nedanför slutningen och förlagda på tillräckligt djup (dvs. under grundvattenytan), alternativt tätade direkt mot berg. Eftersom föroreningarna (främst koppar, kobolt, bly) förekommer i mycket höga halter i det vatten som skulle samlas upp och behandlas har en sådan behandling förutsättningar att bli mycket effektiv, mätt som reduktion i förhållande till ursprunglig halt/mängd. En effektiv rening bedöms t.ex. kunna erhållas med en konventionell anläggning typ kemisk fällning. För att utjämna de flödestoppar som kan inträffa i samband med stora nederbördsmängder och vid snösmältning skulle anläggningen behöva kompletteras med ett utjämningsmagasin. Det utrymme som finns vid stranden bedöms vara tillräckligt för etablering av en reningsanläggning.

Den stora fördelen med detta alternativ är de kulturhistoriska intressena kan bevaras.

Den största nackdelen är främst att reningsåtgärderna kommer att behöva tillsyn och underhåll, i princip för "all" framtid. De processer som styr vittring och utlakning kommer att producera ett förorenat vatten under lång tid eftersom föroreningspotentialen är stor och det inte är möjligt att uppskatta tidrymten innan denna potential är uttömd.

En annan betydande nackdel är att den långa tidrymten innebär att alternativet blir mycket dyrt. En översiktlig kostnadskalkyl som baseras på investeringskostanden samt en uthållig fondering vars avkastning ska kunna täcka driftkostnaderna visar att detta alternativ medför en kostnad som är mer än dubbelt så hög som det valda alternativet.

9.3. ALTERNATIVA OMHÄNDERTAGANDE AV GRUVAVFALLEN

9.3.1. Upparbetning av varp

Inom ramen för huvudstudien har möjligheterna att anrika varpen och utvinna metaller (främst koppar) undersökts. Mängderna i Gladhammar är relativt begränsade och det bedöms inte som ekonomiskt genomför-

bart att bygga ett anrikningsverk på plats, utan avfallet behöver för en sådan behandling transporteras till ett befintligt anrikningsverk.

Den närmaste gruvan med ett lämpligt anrikningsverk anpassat för den typ av malm och de metaller som finns i Gladhammar ligger i Garpenberg och drivs av Boliden. Avståndet dit är ca 37 mil. Baserat på analyser av varpen har Boliden 2004-04-08 lämnat ett utlåtande om möjligheterna att omanrika varpen från Gladhammar. Av utlåtandet framgår att det är mycket möjligt att erhålla ett kopparkoncentrat genom flotation. Kobolten som varpen innehåller medför dock en förlust av värdemetaller (t.ex. guld), men framförallt orsakar innehållet av vismut problem. Boliden bedömer att vismutinnehållet medför att det erhållna kopparkoncentratet blir osäljbart.

Det koncentrat som erhålls efter anrikning skulle därmed behöva deponeras, sannolikt som ett farligt avfall. En upparbetning innebär också att ca 3 000 transporter á 20 ton skulle behövas för att flytta varpen till Bolidens anläggning i Garpenberg. Sammantaget innebär detta att upparbetning inte bedöms som ett lämpligt alternativ, vare sig från resurshushållnings- och miljösynpunkt eller från ekonomisk synvinkel.

9.3.2. Placering av allt avfall i gruvan

Den totala avfallsvolym som omfattas av åtgärderna uppgår enligt beräkningarna till knappt 50 000 m³ medan den totala volymen i gruvan uppskattas till ca 64 000 m³. Det är således teoretiskt möjligt att inrymma avfallsvolymen i gruvgångarna. Studier av gamla gruvkartor och en underjordisk fältinventering (Gunnvall m.fl. 2008) visar dock utrymmena i gruvan är tämligen trånga och svårtillgängliga. Brytningsområdena är små och flera ras har inträffat, som försvårar åtkomsten till en del utrymmen. Det bedöms därför inte vara möjligt att inrymma allt gruvavfall i gruvhålen genom enkel tippning i gruvhålen.

Ett sätt att inrymma mer avfall i gruvan är att krossa varp till finare fraktioner, blanda dessa med vatten, cement/lera och flygaska till en plastisk eller flytande massa som pumpas ned i gruvschakten medan lakrest, vaskmull och slagg (efter krossning) tippas i gruvhålen. Massans flytande konsistens medför att den kan flyta ut i gruvgångar och brytningsrum och även kringflyta och binda in de tippade massorna, rasmassor m.m. För att tillverka denna massa bedöms att 11 000 – 12 000 ton cement/lera och flygaska behövs, medan krossning och blandning sker i en mobil betongstation med krossanläggning.

Denna metod för fyllning används i dagens gruvdrift som s.k. backfilling, som en del av produktionen beroende på den tillämpade brytningstekniken. Syftet är huvudsakligen att förbättra stabilitetsförhållandena och inte omhändertaga avfall. I de tillämpningar där metoden används är brytningsutrymmen och schakter öppna och lätt tillgängliga. Det saknas erfarenheter av tillämpning av denna återfyllningsteknik i gamla gruvor av Gladhammars typ, med komplicerad geometri och smala schakter delvis igensatta av ras.

För det fall fyllningen lyckas bedöms denna metod att omhändertaga avfallen som gynnsam från miljösynpunkt. Beräkningar av kostnaden för genomförandet visar att metoden skulle bli avsevärt mer kostsam än den valda utläggningen i sjön. Samtidigt bedöms det inte som möjligt att inrymma hela volymen avfall i gruvan, dels eftersom risken för bristande fyllning i de trånga gruvgångarna bedöms som stor men kanske främst pga. den volymökning som erhålls vid stabiliseringen med inblandning av cement, lera och/eller aska samt vatten. Mot bakgrund av detta har återfyllning som en metod att omhändertaga avfall valts bort. Däremot avses den tillämpas partiellt, genom den stödfyllning som genomförs för täckning av gruvhålen.

9.3.3. Omhändertagande av allt avfall på en extern anläggning

Inom ramen för huvudstudien genomfördes en s.k. grundläggande karakterisering av avfallen för klassificering av dessa, dels med hänsyn till avfallsförordningen, d.v.s. om avfallen i sig utgör farligt avfall eller icke-farligt avfall, dels med hänsyn till mottagningskriterierna för mottagning på deponier (NFS 2004:10).

Karakteriseringen visade att avfallen, så när som på slagg, klassificeras som farligt avfall. Lakförsöken visade att alla avfall kan tas emot som ”farligt avfall som kan tas emot vid en deponi för icke-farligt avfall”, för-

utom varp som ju utgör den huvudsakliga volymen. Varp kan inte heller tas emot på en deponi för farligt avfall eftersom utlakningen av bly överskrider gränsvärdet för mottagning på deponier för farligt avfall. Utlakningen är emellertid inte större än att det är möjligt att få dispens; sådan dispens kan medges av tillsynsmyndigheten för sådant avfall varifrån utlakningen inte överskrider gränsvärdet med mer än tre gånger. Någon deponi för farligt avfall med en generell sådan dispens som skulle kunna tas i anspråk finns förmodligen inte, utan en särskild dispens skulle behöva sökas.

Deponering vid en konventionell deponi för farligt avfall bedöms som möjlig, men inte som det bästa alternativet (BAT) för omhändertagande av gruvavfall. En konventionell deponi är utformad för att på effektivaste sätt samla upp lakvatten (i den aktiva fasen) och sedermera begränsa uppkomsten av lakvatten (i den passiva fasen; efter sluttäckning och efterbehandling). Deponier för sulfidmalmsavfall, där tillgången till syre är en viktigare faktor än lakvattenomsättningen för att begränsa den framtida miljöpåverkan utformas i stället för att i första hand begränsa transporten av syre till avfallet, även om de tekniker som används ofta begränsar även lakvattenbildningen. Täckningarna utformas med hänsyn till sina delvis motstående syften på olika sätt och det bedöms inte som lämpligt att transportera stora mängder gruvavfall som det här är fråga om till en konventionell deponi.

9.3.4. Lokal deponering på land i en specialdeponi

En lokal deponi som anläggs för att enbart ta emot gruvavfallet kan utformas på ett optimalt sätt utifrån prioriteringarna; (1) begränsa transporten av syre till avfallet och (2) begränsa lakvattenbildningen.

Det bedöms som möjligt att lägga upp all varp och slagg i anslutning till varphögarna på Holländarefältet och bygga upp en deponi över eller i anslutning till gruvhålen efter det att dessa fyllts och täckts. En sådan deponi täcks lämpligen med ett relativt mäktigt tätskikt av finkornigt material typ lera eller lermorän, samt ett mäktigt skyddsskikt som ska skydda tätskiktet från påverkan av tjälning, uttorkning, rotnedträngning m.m. Denna typ av täckning har etablerats på flera deponier med varp och gråberg från gruvbrytning och visats begränsa utlakningen avsevärt.

Möjligheterna att påträffa lämpliga leror som kan användas i tätskiktet har inte undersökts närmare. Generellt kan det vara svårt, men inte omöjligt, att i dessa delar av landet finna material med lämplig kvalitet. Även om lämpliga material inte skulle finnas inom rimliga avstånd kan ett sådant tätskiktsmaterial tillverkas av stenmjöl med inblandning av bentonit i lämpligt blandningsförhållande. Material för skyddstäckning finns inom relativt korta avstånd.

En deponi som anläggs och tätas på detta sätt bedöms ha goda möjligheter att fungera väl. Möjligheterna att åstadkomma den eftersträlvade begränsningen av syretillförsel bedöms dock som större vid det valda alternativet utläggning under vatten. En deponi på land har också den nackdelen att omfattande schaktningsarbeten behöver utföras i Tjursbosjön för att flytta den varp som redan lagts ut i sjön till en deponi på land. Detta bedöms även medföra att kostnaderna för en deponering på land blir signifikant högre än för den valda utläggningen i vatten.

I huvudstudien genomfördes också en lokaliseringsutredning för lokalisering av en deponi med utformning enligt de krav som specificeras i förordningen 2001:512 om deponering av avfall. För denna utredning förut-sattes att det även skulle vara möjligt att ta emot muddrade, förorenade sediment från Tjursbosjön. En sådan deponi kan inte inrymmas inom Gladhammars gruvområde. Det område som i lokaliseringen bedömdes som mest lämpligt, bortsett från alternativet utläggning i Gruvviken i Tjursbosjön, benämns Gustavsberg och återfinns sydväst om Tjursbosjön på ett transportavstånd av ca 7 km. Platsen är lämplig för deponering och det bedöms som fullt möjligt att anlägga en deponi på denna plats. Ett alternativ som inbegriper deponering på denna plats är behäftad med samma nackdelar som en deponi på land i direkt anslutning till gruvområdet, och innebär dessutom ett avsevärt ökat transportbehov.

10.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) Pb²⁺ and Zn²⁺ 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.
- Gunnvall S., Gunnvall B., Arén L. (2008) Gladhammars gruvor. Underjordiska minnen av en fyra hundraårig industrihistoria. Projekt Gladhammars gruvor 2008.
- 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 hälsoskyddsnämnden, 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 miljökvalitet, 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.

Ramström C., Hermansson C., Eriksson H., och Elander P. (2005): Projekt Gladhammars gruvor. Effekter av äldre koppar- och koboltbrytning. Systempåverkan och möjliga åtgärder. Sammanfattande huvudstudierapport. Västerviks kommun 2005-10-20.

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 overburdens and minesoils. US EPA report, EPA-600/2-78-054, 1978, 203 s.

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

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.