

Recipientundersökning av Ensjön

Bedömning av sulfidmalmgruvan Enåsens eventuella påverkan på sjöns vattenkvalitet

Gustav Enmark

REFERAT

Recipientundersökning av Ensjön - Bedömning av sulfidmalmgruvan Enåsens eventuella påverkan på sjöns vattenkvalitet

Gustav Enmark

Från Enåsengruvan i Ljusdals kommun utvanns ur sulfidmalm guld, silver och koppar under åren 1984 till 1991. Avfall från sulfidmalmsgruvor medför miljöproblem genom försurning och läckage av tungmetaller. Vanligtvis täcks avfallet med jordmassor eller vatten för att förhindra påverkan på naturen. De studier som genomfördes under prospekteringen visade på att Ensjön, som är belägen inom en kilometers avstånd från gruvområdet, inte skulle påverkas av gruvan men en provtagning under 2005 visade på höga halter av tungmetaller i sjön.

I denna studie har Ensjöns vattenkvalitet undersökts genom vatten och sedimentanalyser. Vattenprover i sjön och dess inlopp togs två gånger under sommaren 2006 och sedimentprover togs vid ett tillfälle på tio olika lokaler i sjön. En djupprofil av sedimenten analyserades för att föroreningshistoriken från innan gruvan togs i bruk till nutid skulle kunna kartläggas. För att datera sedimenten analyserades de med avseende på Cs-137. De högsta halterna av Cs-137 kan härledas till nedfallet från Tjernobyloolyckan 1986. Efter datering valdes lämpliga prover ut för metallanalys.

Resultaten visar på förhöjda halter av koppar, zink, nickel och kadmium. Halterna i ytsedimenten är höga både jämfört med de halter som återfinns på större djup i sedimentprofilen, motsvarande avsättning innan gruvdriften och vad som uppmättes i referensstudien från 1980. Halterna är även höga relativt de jämförvärden som Naturvårdsverket satt upp. Vattenanalyserna visar på att vattnet i inflödet från gruvområdet innehåller höga halter av de tidigare nämnda metallerna. Metoden med Cs-137-datering och analys med avseende på metaller av sediment har visat sig fungera väl för kartläggning av en nutida förorening från en punktkälla. Tillsammans med kompletterande vattenprover ger det en bra bild av den rådande situationen.

Då resultaten visar att Ensjöns vatten är påverkat av en punktkälla och alla andra källor kan uteslutas får det anses klarlagt att sjöns vatten är påverkat av dränagevatten från gruvområdet. Fortsatta studier bör fokusera på att klarlägga den exakta källan till läckaget från gruvområdet.

Nyckelord: sjösediment, Cs-137-datering, efterbehandling av gruvområden, tungmetaller

ABSTRACT

In-depth survey of Lake Ensjön - Investigating the potential contamination by drainage water from Mine Enåsen

Gustav Enmark

Ensåsengruvan is a mine situated within Ljusdals municipality in central Sweden. The mine was in use from 1984 to 1991 and has since been undergoing a remediation program. Mine tailings from sulfide rich ore is a potential environmental hazard due to its tendency to cause acid waters and heavy metal leakage. Lake Ensjön is situated one kilometer from the mine area. Due to the hydrological conditions it was not expected to receive inflowing water from the mining area. A study done in 2005 showed high amounts of heavy metals in the lake.

In this study water and sediments was analyzed to confirm the results from the 2005 study. Water was sampled two times during summer 2006 from the lake and adjoining streams. Sediment samples were collected with a core sampler at ten different locations within the lake. The water and sediment samples were analyzed for heavy metal content. Sub-samples from different depths in the sediment core were extracted so that conclusions on the contamination history could be drawn. The sediments were dated through Cs-137 analyses. The depth in the profile with the highest Cs-137 content can be dated to the time of the Chernobyl fallout (1986). After dating, relevant samples were analyzed for metal content.

The results show that Ensjön is contaminated by a local source. The surface sediments are high in copper, zinc, nickel and cadmium content. The content is high both compared to the samples from deeper in the sediment core and the surface sediments analyzed in the reference study done in 1980. The amounts of heavy metals are also high relative to the standards set by the Swedish Environmental Protection Agency. The water from the stream adjoining the lake from the mining area is high in content of the previously mentioned metals. The methods used, including sediment dating and metal analyses together with water analyses, has proven to be useful in investigating a suspected contamination from a point source.

It can be concluded that Lake Ensjön is contaminated with water from the mine waste. No other sources in the catchment area can be the source of the enriched amounts of heavy metals. Focus should in further work be put upon finding the exact source of leakage from the mining area.

Keywords: lake sediment, Cs-137-dating, heavy metals, remediation of mine waste.

FÖRORD

Detta examensarbete på 20 poäng har utförts inom civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik, Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på uppdrag av Boliden Mineral AB med Michael Sandberg som handledare.

Behovet av denna studie framkom när Hushållningssällskapet BD på uppdrag av Boliden Mineral AB även inkluderade Ensjön i efterkontrollsprogrammet för Enåsengruvan under 2005. Proverna från Ensjön visade på förhöjda halter av tungmetaller och detta motiverade en mer omfattande studie av sjöns vattenkvalitet.

Jag vill rikta ett stort tack till alla som varit till hjälp under projektet. Framför allt vill jag tacka Michael Sandberg, som fungerat som handledare i projektet och varit till stor hjälp under fältarbetet, Bo-Sture Andersson, som även han bistod med ovärderlig hjälp under provtagningen, Anders Broberg, som i rollen som ämnesgranskare svarat på mina frågor och bistått i analysarbetet och Jan Johansson, som hjälp mig med laborerandet. Jag vill även tacka Lars Håkanson och Göran Lithner för hjälp med att finna litteratur samt Allan Rodhe som i sin roll som examinator hjälpt till med det slutgiltiga utformandet av rapporten.

Gustav Enmark

Huddinge, oktober 2006

Copyright © Gustav Enmark
Institutionen för ekologi och evolution, avdelningen för Limnologi, Uppsala Universitet
UPTEC W07002 ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet,
Uppsala, 2007.

1. INLEDNING	1
1.1. SYFTE.....	1
2. BAKGRUND	2
2.1. EFTERBEHANDLING AV GRUVOR	2
2.1.1. Kontroll av efterbehandling	3
2.2. ENÅSENGRUVAN.....	3
2.2.1. Gruvdriften.....	3
2.2.2. Efterbehandling.....	3
2.2.3. Ensjön	4
3. TEORI.....	5
3.1. UTFORMNING AV MILJÖTEKNISK UNDERSÖKNING	5
3.1.1. Arbetsgång	5
3.1.2. Provtagningsstrategier.....	6
3.2. SEDIMENTOLOGI.....	8
3.2.1. Sedimentation i en sjö	8
3.2.2. Sedimentens fysikaliska och kemiska egenskaper	9
3.2.3. Klassificering av sediment	10
3.2.4. Provtagning av sediment.....	10
3.3. VITTRINGSPROCESSEN	11
3.3.1. Förhindring av vittring	11
3.4. EFFEKTER AV FÖRHÖJDA METALLHALTER I NATUREN	12
3.5. RADIOAKTIVT NEDFALL ÖVER SVERIGE	12
4. MATERIAL OCH METODER.....	13
4.1. FÄLTARBETE	13
4.1.1. Lodning av sjön.....	13
4.1.3. Vattenprovtagning.....	13
4.1.2. Sedimentprovtagning	13
4.2. BEARBETNING/ANALYS AV FÄLTMATERIAL	14
4.2.1. Sjöns Avrinningsområde	14
4.2.2. Lodning	14
4.2.3. Vattenprover	14
4.2.4. Sediment.....	15
5. RESULTAT	16
5.1. SJÖNS AVRINNINGSOMRÅDE	16
5.2. VATTENANALYS	17
5.3. SEDIMENTANALYS.....	19
5.3.1. Visuell inspektion och vattenhalt.....	19
5.3.2. Cesium.....	19
5.3.3. Kol, kväve och svavel.....	20
5.3.4. Metaller.....	20
6. DISKUSSION.....	24
6.1. SJÖNS AVRINNINGSOMRÅDE	24
6.2. VATTENANALYS	25
6.3. SEDIMENTANALYS	25
6.3.1. Åldersbestämning.....	25

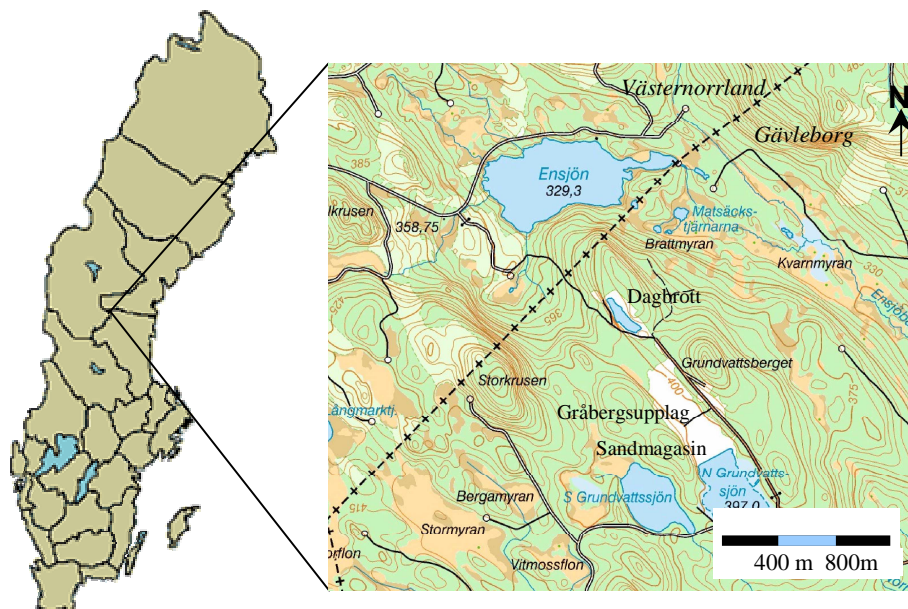
6.3.2. Metaller i sedimenten.....	26
7. SLUTSATSER.....	29
8. REFERENSER.....	30

BILAGOR

BILAGA 1. VATTENANALYSER	
BILAGA 2. JÄMFÖRVÄRDEN	
BILAGA 3. Cs-137-PROFILER	
BILAGA 4. KOL OCH KVÄVEANALYS	
BILAGA 5. SEDIMENTANALYSER	

1. INLEDNING

Under åren 1984 till 1991 bedrev Boliden Mineral gruvdrift i Enåsen, Ljusdals kommun (figur 1). Främst utvanns guld ur den sulfidrika malmen som bröts såväl under jord som i dagen. Gruvdriften har efterlämnat ett dagbrott, ett sandmagasin och ett gråbergsupplag som nu genomgår ett efterbehandlingsprogram för att naturliga miljöer skall återställas i möjligaste mån och föroreningsspridning minimeras. I kontrollprogrammet av vattenkvaliteten i omgivande vattenkroppar som ingår inom efterbehandlingsprogrammet har den tänkta recipienten av dränagevatten, Norra Grundvattssjön, sjön Hennan samt referensvattnet Södra Grundvattssjön provtagits i flera provtagningsomgångar. Norra Grundvattssjön ingår i Hennans vattensystem och sandmagasinet är placerat i anslutning till sjön. Prover tagna i Ensjön under 2005 visade på förhöjda halter av metaller i vatten, sediment, bottenfauna och fisk. Då Ensjön inte förväntats motta dränagevatten från vare sig sandupplag, dagbrott eller gråbergsupplag har den tidigare inte ingått i provtagningsprogrammet utan provtogs senast under prospekteringsfasen 1981.



Figur 1. Översiktsbild över gruvområdet. © Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/2146.

1.1. SYFTE

Syftet med detta projekt var att kartlägga föroreningshistoriken för Ensjön de senaste 25 åren. När förhöjda halter av vissa metaller upptäcktes inom provtagningsprogrammet för Enåsengruvan ville uppdragsgivaren utföra en mer utförlig undersökning av föroreningen för att klargöra när och varifrån föroreningen skett.

Datering av sediment och metallanalys användes för att kartlägga föroreningshistoriken för sjön. För att konstatera om föroreningen är pågående kompletteras sedimentanalysen med vattenprover. För att kunna identifiera eventuella föroreningskällor utfördes även en modellering av avrinningen inom området.

Metoderna har används i tidigare studier (Fey m.fl., 1999; McCormick & Burks, 1987; Hermansson & Holmström, 2005; Meili, 1998; Blais m.fl., 1995) men i efterkontrollen av gruvområden har ingen likadan studie genomförts. Kombinationen av sedimentdatering utifrån Tjernobylnedfallet och sediment- och vattenanalyser för att fastställa föroreningar från en punktkälla är tidigare oprövad. Eftersom gruvavfall riskerar att påverka vår miljö för en lång tid framöver (MiMi, 2001) är forskning om dessa objekt fungerar i verkligheten ett viktigt område.

2. BAKGRUND

2.1. EFTERBEHANDLING AV GRUVOR

Gamla gruvområden har på senare år uppmärksammats som ett av våra större miljöproblem och Svenska Naturvårdsverket (SNV) har satt upp riktlinjer för hur dessa skall behandlas. Det är främst gruvor där sulfidrik malm brutits, vars restprodukter när de exponeras för luft bidrar till urlakning av tungmetaller, som stör recipienternas ekosystem (SNV, 2002). Olika metoder har utvecklats för att efterbehandla dessa områden, såväl i Sverige som internationellt (Höglund & Herbert 2004; Williams, 1997).

De aktiva metoder som utvecklats och används i viss grad (MiMi, 2001; PEREBAR, 2000) är kemisk rening av lakvatten och kalkning. Dessa metoder kräver dock en stor arbetsinsats och bidrar till sekundär miljöpåverkan som energiförbrukning och tillsats av främmande ämnen.

Täckning med jordlager eller vatten räknas till passiva metoder. Dessa metoder kräver mindre underhållsarbete och är de som det i nuläget satsas mest på i Sverige (SNV, 2002). Vid såväl täckning med jord som dränkning av områden är det främsta syftet att begränsa diffusionsinträning av syre till gruvavfallet som bidrar till vittringsprocesser (se vidare i teorikapitlet) och minska vattenflödet genom gruvavfallet (SNV, 1993).

Det avfall som bildas vid gruvdrift är vanligtvis gråbergsavfall och anrikningssand. Anrikningssanden är den som i de flesta fall kräver täckning då den har den högsta halten metaller och största vittringsytan. Anrikningssand från sulfidmalm innehåller omkring 0,03-0,1 % koppar, 0,2-0,5 % bly och 0,5-1,0 % zink (SNV, 1999b).

Vid dränkning av områden med gruvavfall byggs vanligtvis en damm som inte kräver mycket mer underhåll än övervakning när den färdigställs. Vid konstruktionen av dammen är det viktigt att beakta att den dimensioneras för att hålla de förväntade vattenmängderna under en lång tid.

Täckning med jordlager sker vanligtvis genom att ett tätlager av fin jord läggs på gruvavfallet och täcks i sin tur med ett erosionsskydd, eller skyddsskikt, bestående exempelvis av morän. Skyddsskiktet bör enligt SNV (1993) vara 1-2 m tjockt. I vissa fall läggs ett dräneringsskikt av grus mellan tätskikt och täckskikt för att förhindra lakvattenbildning, detta kan dock även medföra den icke önskvärda effekten att tätskiktet torkar (SNV, 1993). Täckskiktet sås vanligtvis in med lämplig gröda för att förhindra erosion. Viktiga faktorer som kan påverka täckningen negativt är rotnedträngning, tjälning och uttorkning.

2.1.1. Kontroll av efterbehandling

Efterkontrollen av en efterbehandling består av en utförandekontroll och en funktionskontroll som beskrivs i SNV (2002). I utförandekontrollen kontrolleras att efterbehandlingen utförts enligt förutbestämd plan. Funktionskontrollens syfte är att övervaka att kraven i efterbehandlingens funktion uppfylls. I kontrollen ingår mätning av flöden och metallhalter i flöden från deponin, syrgashalt och temperatur i täcklagren samt visuell översyn av området för att övervaka eventuell erosion av skyddsskiktet (SNV, 2002).

2.2. ENÅSENGRUVAN

2.2.1. Gruvdriften

Enåsengruvan togs i bruk 1984 av Boliden Mineral AB. Gruvan ligger i Ljusdals kommun, Gävleborgs län medan Ensjön ligger på andra sidan kommun och länsgränsen, i Ånge kommun, Västernorrlands län. Ur gruvan, som är belägen på 334 m.ö.h., bröts svavelkismalm för guld-, koppar- och silverutvinning. Bergrunden i åsen består av odifferentierat metasediment (gråvacka och argillit) medan omgivningarna består av Gabbro (SGU Berggrundskartan 17F Ånge SO). Malmbrytningen skedde på två platser på åsen, en i dagen och en under jord. Gruvområdet består förutom gruvhålen av ett anrikningsverk, ett sandmagasin samt ett gråbergsupplag. Som mest sysselsatte gruvan 40 personer och totalt utvanns 3,8 ton guld. 1991 var den rikaste malmen bruten och gruvan ansågs inte lönsam längre och lades ner (boliden.se, 2006).

2.2.2. Efterbehandling

I Bolidens rapport "Miljöfakta Enåsen" (boliden.se, 2006) görs en sammanställning av efterbehandlingsarbetet som påbörjades 1993. Vid sandmagasinet tillämpades en kombinerad efterbehandling. Nedre delen av magasinet var ursprungligen en sjö (Norra Grundvattensjön). Denna vattenfylldes nu för att förhindra vittring av mineralen. Den övre delen av magasinet täcktes med ett 0,8 m tjockt lager tät morän. Ovan tätlagret lades 0,3

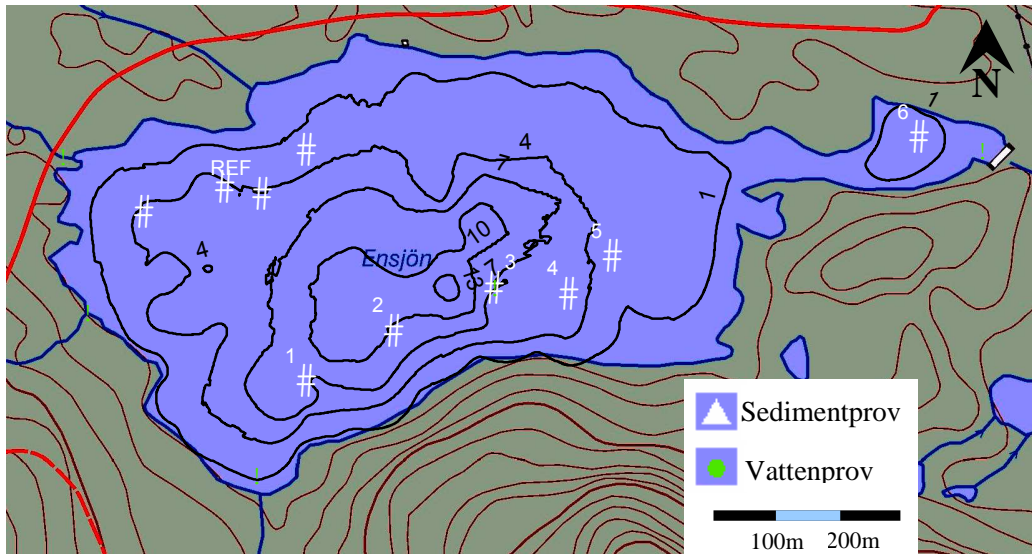
m lös, torvrik morän samt även hela buskar och annan växtlighet. Slutligen lades stora stenar ut för att efterlikna den omgivande miljön och området besåddes med gräs. Efterbehandlingen slutbesiktigades i augusti 1995.

Gråbergssupplagets efterbehandling har genomförts i ett senare skede. Vilket behov av efterbehandling av gråbergssupplaget som var nödvändigt diskuterades då gråberg innehåller mindre svavelkis och har en mindre specifik yta och är därmed mindre benäget att bidra till metallutfällningar än vad anrikningssanden är. Efter vattenanalyser och vattenbalansberäkningar beslutades att en täckning med 0,4 m morän var en tillräcklig åtgärd (boliden.se, 2006). Dagbrottet, som är beläget något lägre på åsen, nordväst om sandmagasinet och gråbergssupplaget, tilläts vattenfyllas på naturlig väg. I dagbrottet har även anrikningssand från guldlakningsförsök och marginalmalm deponerats (SNV, 2002). Dagbrottet har även kalkats för att förbättra vattenkvalitén. Underjordsgruvan har vattenfylts och de diamantborrhål som borrades vid prospekteringen har pluggats med betong för att förhindra läckage (boliden.se, 2006).

Kontrollprogrammet omfattar provtagning och bestämning av ett antal element i vatten i anslutning till gruvområdet. De vatten som innefattas är utgående vatten från sandmagasinet, vatten i dagbrottet, bäcken nedströms gråbergssupplaget, Enån nedströms gruvområdet och fyra stycken grundvattenrör i gråbergssupplaget (Sandberg, muntligen).

2.2.3. Ensjön

Ensjön är en skogssjö på 56 ha, med största djup 15 m och volym ca 5 900 000 m³. Avrinningsområdets area är 9,2 km² och består av skogs- och myrmark. Ingen bebyggelse eller odling finns inom området. Utifrån sjöns volym, avrinningsområdets storlek och en medelavrinning på 9 l/(s*km²) (SMHI, 1996) kan sjöns omsättningstid fastställas till ungefär 2,3 år. Ensjön är belägen nordväst om gruvområdet ca 800 m från dagbrottet och huvudinloppet återfinns vid den sydvästra stranden. Ett antal mindre inlopp ansluter vid den västra stranden. Den har sitt utlopp, Ensjöbäcken, vid dess östra strand. Sjön är relativt rund till formen med en mindre relativt djup vik vid utloppet. Viken avskiljs från huvuddelen av sjön av en grund tröskel (se figur 2).



Figur 2. Ensjön med djupkurvor (djup i meter) och omgivande terräng (ekvidistans på höjdkurvor 5 m). Provtagningspunkter för vatten och sedimentprover (provtillfällen 8 juni 2006 och 5 juli 2006). © Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/2146.

Enligt uppgift består fiskbeståndet av abborre, mört, gädda och inplanterad ädelfisk, troligen regnbåge (Andersson, muntligen).

3. TEORI

3.1. UTFORMNING AV MILJÖTEKNISK UNDERSÖKNING

3.1.1. Arbetsgång

En provtagningsplan för en miljöteknisk markundersökning utformas efter antaganden som gjorts angående föroreningens spridning och dess källor (SNV, 1998). Provtagningsmönster, antal prover, referenspunkter, analysmetoder och praktiska frågor kring provtagningen påverkas av dessa antaganden. De frågor som vanligtvis ställs vid en undersökning är:

- Vilka är föroreningarna
- Vad är koncentrationen av föroreningarna
- Hur är föroreningen utbredd, horisontellt och vertikalt
- Hur stora är föroreningsmängderna
- Hur sprids föroreningen, nu och i framtiden

Enligt Håkanson & Jansson (2002) är de frågor som ställs mer specifikt vid en sedimentologisk undersökning oftast:

- Sjöspecifikt medel- eller medianvärde på koncentrationen av föroreningen,
- den areella fördelningen av föroreningen och
- den vertikala fördelningen i sedimenten.

Den första fasen i en undersökning bör enligt SNV (1998) bestå av en orienterande fas då fakta från existerande data och information om förhållanden i området insamlas och utvärderas. Även ett besök i området bör inkluderas i den orienterande fasen där visuellt synlig påverkan av området observeras såväl som uppenbar geologi och hydrologi.

Efter att informationen från den orienterande fasen sammanställts utformas hypoteser utifrån denna angående de ovan nämnda frågeställningarna. Därefter vidtar undersökningsfasen.

Undersökningsfasen delas vanligtvis upp i en översiktlig och en detaljerad undersökning. I den översiktliga undersökningen tas ett mindre antal prover som analyseras inom ett brett spektrum för att alla tänkbara förorenande ämnen täcks in. I den detaljerade undersökningen tas ett större antal prover som analyseras med avseende på ett mindre antal kemiska parametrar. Insamlade data från undersökningen sammanställs och utifrån detta görs en riskbedömning och eventuella åtgärder utformas (SNV, 1998).

3.1.2. Provtagningsstrategier

Vid utformandet av en provtagningsplan bör följande aspekter beaktas:

- provtagningsmönster
- uppdelning av området
- antal prover
- antal prover till analys, eventuella samlingsprover
- provtagningsdjup
- referensprovers lokalisering
- analysmetoder
- kvalitetssäkring

Det finns en stor mängd utformade och beprövade provtagningsmönster. Det är viktigt att ha en relativt god kännedom om dessa för att kunna välja ett mönster som passar ändamålet. SNV (1998) beskriver de olika provtagningsmönster som används och delar upp dem i fem kategorier

- Riktad eller deterministisk provtagning. När spridningskällan är känd kan en riktad undersökning vara bra i ett inledande skede eller när den högsta koncentrationen av en förorening eftersöks. En riktad provtagning medger dock

ingen statistisk bearbetning av data. Snittmetoden då provtagningen läggs utmed några linjer i området är en form av riktad provtagning.

- Systematisk provtagning. Utförs vanligtvis i ett rektangulärt eller triangulärt rutnät. Ett dubbelt rutnät med två rektangulära nät förskjutna i förhållande till varandra (så kallat fiskbensmönster) används också. En systematisk provtagning underlättar interpolering mellan punkter och viss statistisk bearbetning. Fördelar är även att hela området täcks in och att punkterna är lätta att identifiera. Nackdelar kan vara att fel valt koordinatsystem eller täthet på nätet kan medföra systemfel, detta kan dock undvikas om en teoretisk studie av statistik och provtagning genomförts. Ett praktiskt problem som kan uppstå vid t.ex. provtagning av sediment från båt är att hålla de rätta provtagningsplatserna.
- Slumpmässig provtagning. Medger de bästa förutsättningarna för statistisk bearbetning av materialet men kan medföra att vissa delområden inte provtas och bör ej användas då en variation inom området förväntas och skall kartläggas.
- Systematisk slumpmässig provtagning. Innebär att ett rutnät läggs på området och punkter placeras på slumpmässig plats i varje ruta. Kan vara användbart eftersom det tar bort några av de brister som ett rent systematiskt eller slumpmässigt upplägg innebär.
- Stratifierad provtagning. Kan vara antingen slumpmässig eller systematisk och innebär att området uppdelas i mindre delområden. Kan t.ex. göras med hänsyn till djupdimensionen. Variable density sampling där provdensiteten varierar över området med hänsyn till förväntad föroreningsgrad är en annan typ av stratifierad provtagning.

Håkanson & Jansson (2002) säger att systematisk provtagning med rutmönster är det mest använda provtagningsmönstret.

Enligt SNV (1998) är det svårt att säga hur många prover som bör tas för att en hypotes skall kunna förkastas eller bekräftas och de föreslår att antalet prover utökas till kommande provtagningsomgång om analysen av de första proverna visar på en stor spridning. Om föroreningen härrör från en okänd punktkälla och bara förekommer i en liten del av området föreslås att de mest känsliga områdena prioriteras eller att prover tas till dess att ett tillförlitligt resultat erhållits. Håkanson & Jansson (2002) presenterar en formel för antalet prover i vid sjösedimentprovtagning som beaktar sjöns form och storlek. Formeln är applicerbar på sjöar i storleken 1-100 km². Håkanson presenterar i Burton (1992) en annan formel som utgår ifrån variansen hos nyckelparametern organiskt innehåll för att bestämma antalet sedimentprover. Med typiska statistiska skulle denna formel ge att ett minimum av 20 prover bör tas från en ackumulationsbotten. I ett område med stora heterogeniteter, exempelvis en sjö med olika delbassänger, kan det vara motiverat att dela upp provtagningen i olika delområden. Detta innebär generellt att ett större antal prover behövs jämfört med om man betraktar området som ett homogent

område. Hur stort antal prover som skall genomgå analyser av olika slag är till största delen en ekonomisk fråga. Ett sätt att minska antalet prover, men samtidigt nå en god statistisk representerbarhet, är att använda samlingsprover. Flera prover från ett visst område eller djup slås då samman och ger ett representativt medelvärde från området/djupet. Referensprover bör tas i närheten av det förorenade området och från medium med liknande sammansättning som det förorenade mediet vare sig det gäller jord, sediment eller vatten. Vid provtagning i jord beror lämpligt djup och storlek på proven på vilken typ av förorening som förväntas. Vid sedimentprovtagning bör prover tas till sådant djup där sediment som förväntas opåverkade av föroreningskällan återfinns.

Analyser bör naturligtvis anpassas till de förväntade föroreningarna. Om underlag saknas för bedömning av vilka föroreningar som kan förekomma i jord eller sedimentprov bör i första hand analys med avseende på metaller, opolära alifatiska kolväten och adsorberbar organisk bunden halogen (AOX) eller extraherbar organisk halogen (EOX) genomföras (SNV, 2002). För sediment bör även vattenhalt och organisk halt bestämmas för att underlätta en jämförelse mellan proven. För metallanalys rekommenderar SNV (1998) ICP-analys som kostnadseffektivt ger simultan analys av de flesta vanligt förekommande metaller. För organiska ämnen rekommenderas analys med gaskromatograf/masspektroskopi.

3.2. SEDIMENTOLOGI

3.2.1. Sedimentation i en sjö

Var och i hur stor grad sedimentation sker i en sjö bestäms av en mängd faktorer. Formen på sjön, inflödande vatten, sjöns egenproduktion och vattnets omsättningstid är exempel på några viktiga faktorer. En sjöbotten klassificeras i tre bottentyper utifrån var i sjön sedimentation sker (Håkanson, 2004):

- Erosionsbottnar (E-bottnar) är bottnar på grunda vatten som utsätts för stor vindpåverkan eller kraftiga strömmar. Här sedimenterar inget finmaterial och bottarna består vanligtvis av partiklar med partikelstorlek från sand och större.
- Transportbottnar (T-bottnar) återfinns på större djup än erosionsbottnarna. Här sedimenterar material vid vissa tider och resuspenderas vid exempelvis kraftig vind eller våfloder. Bottnarna består i regel av blandat material. Praktiskt är det ofta svårt att skilja T-bottnar från E-bottnar.
- Ackumulationsbottnar (A-bottnar) återfinns på större djup där vågor och strömmar från inflödande vatten påverkar minimalt. Här sedimenterar fint material kontinuerligt.

Att bestämma gränsen mellan ET och A-bottnar kan vara viktigt vid en sedimentologisk undersökning. På A-bottnar, där fint material med störst förmåga att binda föroreningar dominerar, kan man exempelvis förväntas finna de högsta halterna av en förorening.

Flera olika modeller har tagits fram för att beräkna det kritiska djupet mellan ET och A-bottnar (se exempelvis Håkanson & Jansson, 2002) Dessa modeller är dock i regel inte applicerbara för små (< 1km²) och stora (>100 km²) sjöar. Generellt kan sägas att den största sedimentationen sker i den djupaste delen av sjön. Vattenpelaren ovan botten är högst där och kan därmed innehålla störst mängd suspenderat partikulärt material som kan sedimentera (Håkanson, 2004).

3.2.2. Sedimentens fysikaliska och kemiska egenskaper

Bioturbation kallas den process där organismer alltifrån bottenbetande fiskar till meiofauna rör om i sedimenten. På syrefria bottnar, där ingen bioaktivitet pågår kan oftast en laminering p.g.a. årtidsvariationer av sedimentens sammansättning observeras, på syresatta bottnar bidrar organismerna till att laminering oftast inte är observerbar. Olika organismer trivs i olika miljöer inom en och samma sjö och bearbetar sedimenten på olika vis. Därför är det svårt att beräkna omrörningen p.g.a. bioturbation i sjösedimenten (Håkanson & Jansson, 2002). Det har gjorts försök att med förenklade modeller beräkna bioturbationer (Berger och Heath 1968) där en konstant bioturbation antas till ett visst djup i sedimenten och ingen turbation antas ske under denna. Noteras bör att bioturbation alltid bidrar till att utjämna inhomogeniteter i sedimenten vare sig det gäller porositet eller partikeltyp. Den vertikala nettobiotransporten är generellt oftast riktad uppåt d.v.s. mer material flyttas uppåt genom sedimenten än neråt (Håkanson & Jansson, 2002). Detta innebär att en förorening som sedimenterat under en begränsad tid sprids och kan förväntas återfinns på mindre djup än det som motsvarar tiden för föroreningshändelsen. Även strömmar i vattnet och vågor kan bidra till en omrörning av sedimenten. Omrörning p.g.a. vågor sker i områden med ett relativt litet vattendjup i samverkan med en tillräckligt lång verkningssträcka för vinden på vattnet. Strömmar uppstår främst vid in- och utlopp.

En fysikalisk parameter som påverkar metallförekomsten i sediment är kornstorleksfördelningen (Hutziger m.fl., 1977). Kornstorleksfördelningen bestäms främst av de fysikaliska processerna vid transport- och depositionsbottnarna (Föstner & Wittmann, 1979). Generellt kan man förvänta sig en minskning av kornstorleken i sedimenten med djupet i en sjö, lokala förhållanden såsom strömmar kan även påverka.

Vattenhalten i sedimenten är en nyckelparameter som korrelerar väl med andra fysikaliska parametrar i sedimenten, såsom densitet och kornstorlek (Håkanson, 1981). Vattenhalten minskar med sedimentdjupet p.g.a. den kompaktion som sker genom att tyngden från överliggande material packar sedimenten.

Metaller förekommer i allmänhet i högre halter i finkorniga sediment. Detta beror på att en större specifik yta finns tillgänglig för metallerna att utfällas på. Föstner och Wittmann (1979) nämner dock att de största kornstorlekarna (sand) kan uppvisa en högre koncentration på grund av att dessa består av detritala (vittrade) sediment med hög halt av tungmetaller. Även de minsta kornstorlekarna kan avvika från den allmänna trenden och uppvisa lägre halter på grund av en minskad adsorptionspotential. Nämnas bör att

sjösediment i de flesta fall består till största del av mellanstora korn (silt). För att undvika påverkan från kornstorleksfördelningen vid jämförelse av metallhalter i sediment kan sedimenten skiktas i olika fraktioner innan analys eller extrapolation användas. Detta är dock främst viktigt i flodsediment där kornstorleksfördelningen kan förväntas variera kraftigt i olika delar av flodfåran (Föstner & Wittmann, 1979).

Organisk halt i sedimenten är en annan viktig parameter som påverkar anrikningen av metaller i sedimenten. Adsorptionsförmågan hos sedimenten ökar med ökad organisk halt (Kelly, 1988). Det organiska materialet i sjösediment består till allra största del av detritus från växter, bara en liten del härstammar från djur (Meyers & Lallier-Vergès, 1999). Kvoten mellan kol och kväve i det organiska materialet beror på vilken typ av växter som är ursprunget. Material som kommer från land består till stor del av kärlväxter med cellulosa, dessa innehåller mer kol än icke-kärlväxter såsom fytoplankton. Typiska C:N-kvoten för fytoplankton ligger mellan 4 och 10 medan landväxter har C:N-kvoter över 20 (Meyers & Lallier-Vergès, 1999).

Även pH påverkar anrikningen av metaller i sedimenten. Studier i labskala har visat att sedimentmaterial har stor förmåga att binda metaller såsom Cd och Pb vid neutrala förhållanden för att sedan fullständigt frigöra dessa om pH sänks till omkring 3 (Hutzinger, 1977). Metallhalternas pH-beroende varierar dock mycket mellan olika metaller, Zn, Cd och Pb ökar t.ex. mångfalt i pH 5-6 medan Cu inte påverkas nämnvärt (SNV, 1999b).

3.2.3. Klassificering av sediment

Enligt Håkanson och Jansson (2002) finns ingen allmänt vedertagen klassifikation av sjösediment. De föreslår olika klassificeringssystem utgående från sedimentens geografiska, geologiska eller geokemiska ursprung. Viktiga parametrar som vattenhalt, kornstorlek eller organisk halt kan också användas för att klassificera och göra jämförelser mellan sediment.

Vilken klassificering man väljer att använda sig av bör kopplas till syftet med klassificeringen.

3.2.4. Provtagning av sediment

Det finns en mängd olika provtagare framtagna för sedimentprovtagning. De kan delas upp i propprovtagare och bottenhuggare (Föstner & Wittmann, 1979). Propprovtagare fungerar bäst i lösa sediment och medger provtagning av ostörda prover. Bottenhuggare är lämpligare för hårda bottenar (Håkanson, 1981). Fördelar och nackdelar med olika provtagare finns listade i Håkanson och Jansson (2002). För att operera de flesta provtagare behövs två personer. Vanligtvis sker provtagning från båt men i vårt nordiska klimat kan provtagning på isen rekommenderas, det underlättar möjligheten att placera proverna på rätt plats och provtagningen kan då ofta utföras av endast en person.

3.3. VITTRINGSPROCESSEN

När gruvavfall tas upp till ytan och kommer i kontakt med luftens syre börjar det vittra. Vittringshastigheten beror förutom tillgången på syrgas av mineralets vittringsbenägenhet, tillgången på vatten, partikelstorleken (tillgänglig vittringsbar yta), temperaturen och pH-värdet (SNV, 1993).

Pyrit, eller svavelkis (FeS_2), är den vanligast förekommande sulfiden i gruvavfall. När pyrit vittrar frigörs svavel och järn. Svavlet bidrar till en pH-sänkning av vattnet som i sin tur bidrar till ytterligare vittring. När andra sulfidmineraler som exempelvis blyglans eller zinkblände vittrar frigörs även bly och zink som kan ha en starkt negativ miljöpåverkan. Även vittring av andra mineraler innehållande metaller ökar vid sänkt pH. Vittringen sker främst genom tre olika kemiska reaktioner (SNV, 1993):

- kemisk oxidering med syre. Processen startar vid neutralt pH när mineralen kommer i kontakt med luftens syre. Järnet frigörs som tvåvärda joner och svavlet bildar svavelsyra.
- Kemisk oxidation med trevärt järn. Det tvåvärda järnet kan oxideras vidare till trevärt järn när syre finns tillgängligt. Om sedan mineralen hamnar i en syrefri miljö (under vattnet) kan det trevärda järnet fungera som oxidationsmedel och fortsätta oxidationen av mineralen.
- Bakteriell oxidation tar vid vid låga pH-värden. Olika typer av bakterier oxiderar svavel respektive järn. Den bakteriella oxidationen är en mycket effektiv process.

pH-värdet är i många fall den avgörande faktorn för vittringshastigheten. Den omgivande miljöns buffertförmåga är det som motverkar försurningen och därmed vittringshastigheten. Karbonater (exempelvis kalcit) är mineraler med hög buffertkapacitet. Silikater verkar även de buffrande men har sämre buffertkapacitet och är även mer svårvittrade än karbonater (SNV, 1993).

Den kemiska oxideringen av sulfid är en exoterm reaktion, så förutom att den påskyndar vittring genom sänkt pH även bidrar till en höjd temperatur som även det påskyndar de kemiska processerna.

3.3.1. Förhindring av vittring

Vittringen av sulfider bidrar alltså till att metaller frigörs. För att förhindra detta försöker man främst begränsa tillgången på syre och minska vattentransporten genom gruvavfallet. Detta görs genom täckning med tätskikt som är tänkt att både hindra syretillgång och vatteninträning. Även kalkning utförs i vissa fall för att höja buffertförmågan i marken.

3.4. EFFEKTER AV FÖRHÖJDA METALLHALTER I NATUREN

Metaller förekommer naturligt i naturen och är i många fall essentiella för människor och djurs överlevnad. I för hög dos blir dock många skadliga. Generellt kan sägas att de metaller som finns i låga halter naturligt i vatten är giftigare i förhöjda halter än de som återfinns i naturligt relativt höga halter. Lithner (SNV, 1999b) har i sin studie påvisat att förhöjda halter av Cu och Zn i bottensediment i svenska sjöar hämmar produktionen av biomassa i sedimenten och minskar artrikedomen av växt- och djurplankton. Detta får naturligtvis även följer högre upp i näringskedjan då det innebär mindre föda för fisken. De direkta gifteffekterna hos fiskar är troligtvis mindre då fisk uppvisar en större tålighet för metaller än alger och ryggradslösa djur (Lithner, 1994). Studier i Emån har dock visat på stressymptom hos abborre vid förhöjda kadmiumhalter (Sjöbäck m.fl., 1984)

Förhöjda metallhalter kan även bidra till ökad primärproduktion i övergödda vatten. Då kväve och fosfor finns i överflöd kan istället någon essentiell metall bli begränsande för tillväxten. Om denna metall då tillförs kan det bidra till en ökande tillväxt av t.ex. alger (Lithner, 1994).

Förhöjda metallhalter kan även i vissa fall motverka negativa effekter av andra metaller (antagonism). Förhöjda zinkhalter vid gruvföroreningar har exempelvis föreslagits kunna minska anrikningen av kvicksilver och kadmium i fisk. Lithner (1994) ställer sig dock frågande till att Zn skulle kunna konkurrera med Hg då de är väldigt olika grundämnen, han framför istället selen som antagonist till Hg. Selen är dock giftigt i sig i för höga halter.

3.5. RADIOAKTIVT NEDFALL ÖVER SVERIGE

Tjernobylolyckan i Ukraina hade, och har än idag till viss del, stora konsekvenser för Sverige. De rådande väderförhållandena vid tiden efter olyckan gjorde att delar av Sverige drabbades av en stor dos radioaktivt material. I de värst drabbade områdena skedde nedfallet främst som våtdeposition (genom regn). Hela Norrland blev till viss del drabbat men de absolut största nedfallet skedde i Gävlebukten, norr om Sundsvall och södra Lapplandsfjällen (slv.se). Än idag bedöms fisken i vissa sjöar som otjänlig och åren efter olyckan fick stora mängder renkött kasseras eftersom det uppvisade för höga stråldoser.

Många och omfattande studier på nedfallets omfattning och konsekvenser har genomförts genom åren (se exempelvis Moberg, 1991). En annan antropogen källa till radioaktivt nedfall över Sverige är de provsprängningar av atombomber som ägde rum under 50-talet. Doserna från dessa händelser är dock inte lika väl dokumenterade som Tjernobylnedfallet. Cs-137, som är den nukleid som ansetts viktigast (farligast) från Tjernobyl, är också en viktig strålningskälla från provsprängningarna. Provsprängningarna och Tjernobylolyckan förväntas bidra med en lika stor del till en vanlig svensks totala stråldos. De regionala skillnaderna är dock mycket större för den Tjernobylorsakade strålningen. En annan viktig skillnad mellan nedfallen är tidsaspekten.

Depositionen från provsprängningarna skedde kontinuerligt under flera år medan Tjernobylyolyckan orsakade ett närmast momentant nedfall (Mattsson & Moberg, 1991).

4. MATERIAL OCH METODER

4.1. FÄLTARBETE

4.1.1. Lodning av sjön

För att få en uppfattning om sjöns form och de bottendynamiska förhållandena genomfördes som en första del av fältarbetet en lodning av sjön. Lodningen utfördes 8 juni, 2006 genom att en båt roddes i sex linjer över sjön. Djup noterades med ett ekolod (Fishing Buddy 1200) och position med en handhållen GPS (Garmin 12 XL).

4.1.3. Vattenprovtagning

Vattenprovtagning skedde vid två tillfällen; i samband med lodningen och vid sedimentprovtagningen. Vid det första tillfället provtogs tre punkter i sjön varav en djupprofil samt utflödet och de tre största inloppen. Vid den andra provtagningen togs en djupprofil i sjön samt utloppet och två av inloppen (i det tredje var vattnet då stillastående). pH, elektrisk konduktivitet och syrgashalt (endast i sjövattnet) mättes på plats. Prover togs i flaskor för vidare analys.

4.1.2. Sedimentprovtagning

Eftersom syftet med studien är att identifiera föroreningskällan, inte främst kartlägga föroreningsens omfattning, valdes ett deterministiskt provtagningsmönster (Håkanson & Jansson, 2002). Sedimentprovtagningpunkter valdes så att en eventuell gradient i föroreningshalt ifrån inloppet, som förmodas föra med sig förorenat vatten, till utloppet skulle kunna identifieras. Referensprover tog i andra änden av sjön där förorenat vatten inte förmodas cirkulera i någon större omfattning. Även ett prov i den lilla avgränsade viken i närheten av utloppet togs. Provpunkter valdes även med hänsyn till djupet i sjön. Provpunkter valdes så att de hamnade på olika vattendjup, men samtidigt inte på för grunt vatten där ingen sedimentation kan förväntas. Eftersom den litteratur (Håkansson, 1981; SNV, 1998) som behandlar provtagningsstrategier främst inriktar sig på sjöar större än 1 km² är det svårt att säga vad ett lämpligt antal prover är i Ensjön. Ett minimum av tre stycken prover på depositionsbottnar nämns i Håkanson (1981) för att nå ett representativt medelvärde och det uppfylls i denna provtagningsplan.

Provtagning av ostörda sedimentproppar valdes för att genom analys sediment från olika djup i proppen möjliggöra en kartläggning av tidstrenden hos föroreningen (Föstner & Wittmann, 1979; SNV, 1999a).

I in linje tvärs sjöns huvudbassäng, från det södra inloppet mot utloppet, togs prover på 5 platser och ett prov togs i viken nära utloppet. Två sedimentproppar insamlades vid varje provtagningspunkt. Som referensprover togs en propp vid fyra platser i sjöns nordvästra del (figur 2).

Provtagningen skedde den 5-6 juli 2006 från båt med en Villnerprovtagare. Villnerprovtagaren är en rörprovtagare med en 64 mm plexiglas-cylinder. Vid varje provpunkt noterades läget med en GPS och djupet med ekolod (se kapitel 4.1.1). Uppdelningen av sedimentpropparna gjordes med hjälp av en pistong som trycker proppen upp ur plexiglasröret och en avskärare. De 2 översta centimetrarna delades i 5 mm-lager och på djup 2-15 cm i profilen delades propparna in i 10 mm lager som överfördes till plastburkar. Sammanlagt delades varje propp således in i 17 lager. Innan propparna skars upp inspekterades de visuellt.

4.2. BEARBETNING/ANALYS AV FÄLT MATERIAL

4.2.1. Sjöns Avrinningsområde

För att identifiera möjliga källor till förorenat inflödande vatten genomfördes en beräkning av sjöns avrinningsområde med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) Programvaran som användes var ArcMap 9.1, som ingår i ESRI:s programpaket ArcGis (ESRI, 2006). Höjddata laddades ner från lantmäteriets kartbibliotek och omvandlades till en 3D-yta. Med hjälp av funktionerna Fill, Flow direction och Basin kunde sedan avrinningsområdet beräknas och åskådliggöras. Som komplettering till det datorgenererade avrinningsområdet genomfördes även en analys av tillrinningsområdet genom manuell granskning av en topografisk karta över området.

4.2.2. Lodning

Data från lodningen av sjön behandlades i ArcMap 9.1. För att få en överskådlig bild av sjöns botten-topografi skapades en karta med djupkurvor (figur 2).

4.2.3. Vattenprover

Vattenproverna analyserades av ett externt ackrediterat laboratorium, Analytica i Luleå. Analyspaket V2 Grundämnen i sötvatten (analytica.se) användes. I paketet ingår analys av 22 olika metaller. Analysen utförs med masspektroskopi (ICP-SFMS och ICP-AES) på ofiltrerade prover.

4.2.4. Sediment

Den totala vikten på materialet från varje lager vägdes upp innan en del vägdes upp i mindre burkar (Scintburkar) för torkning. Torkningen skedde i frystork. Efter torkning vägdes proverna igen för att möjliggöra vattenhaltsbestämning. Genom empiriskt framtaget samband mellan vattenhalt och densitet i svenska sjösediment (Broberg, muntligen) kunde densiteten av sedimenten bestämmas (ekvation 1). Genom att den totala vikten från varje provtaget lager samt tvärsnittsarean på provtagarcylindern var kända kunde således tjockleken på varje lager beräknas (ekvation 2) och genom att summera lagertjocklekarna ovan aktuellt lager beräknades djupet till respektive lager .

$$\rho = -0,0086 * W + 1,8495 \quad (1)$$

där

$$\rho = \text{våtdensitet (g/cm}^3\text{)}$$

$$W = \text{vattenhalt (\%)}$$

$$t = \frac{m}{\rho * A} \quad (2)$$

där

$$t = \text{lagertjocklek (cm)}$$

$$m = \text{våtvikt på aktuellt lager (g)}$$

$$A = \text{tvärsnittsarea på provtagarcylindern (cm}^3\text{)}$$

För att datera sedimentlagren analyserades sedan samtliga prover i en Cs-137-dektektor (Intertechnique Model 4000 Gamma Counting System (Broberg m.fl. 1995)). Utifrån resultaten från Cs-mätningen kunde sedimentationshastigheten beräknas enligt ekvation 3.

$$v = \frac{d}{20} \quad (3)$$

där

$$v = \text{sedimentationshastighet (cm/år)}$$

$$d = \text{djup i profilen till högsta Cs-137-halt (cm)}$$

och siffran 20 anger tiden från Tjernobylyockan i år.

Utifrån sedimenthastigheterna daterades sedimenten på olika djup i profilen och relevanta prover från olika sedimentlager valdes ut för vidare analys. I linjen tvärs sjön där

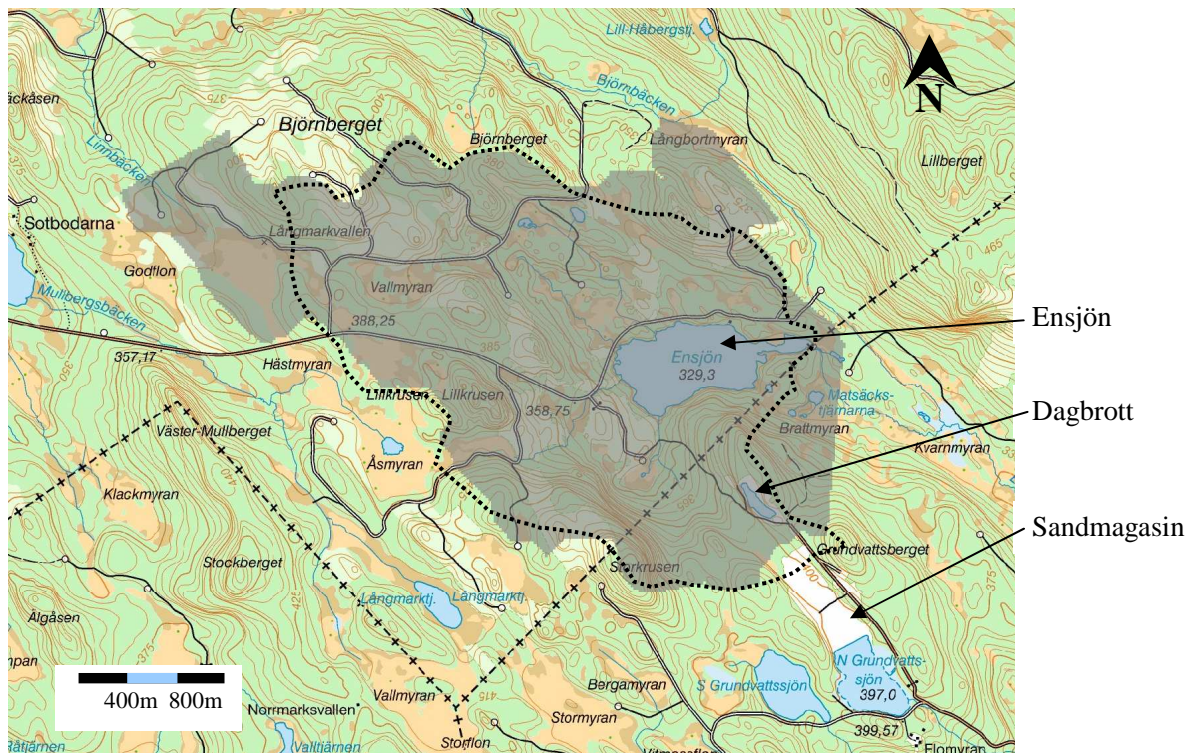
dubbelprover tagits slogs prover från samma ålder ihop till ett samlingsprov. De fyra referensproverna slogs samtliga ihop till ett samlingsprov från varje sedimentdjup.

De utvalda proverna analyserades med avseende på kol, kväve och svavel med en Carlo Erba NA1500 C/N/S analyser på Avdelningen för Limnologi, Uppsala Universitet. Samma prover skickades till Analytica i Luleå för grundämnesanalys (analyspaket M-1b) (analytica.se).

5. RESULTAT

5.1. SJÖNS AVRINNINGSSOMRÅDE

De i ArcMap genererande avrinningsområdet syns i figur 3 som grått färgfält med en. Det avrinningsområde som ritats för hand är markerat med en streckad linje. På bilden syns att dagbrottet ligger inom Ensjöns avrinningsområde i båda fallen medan sandmagasinet hamnar utanför i avrinningsområdet som skapats i ArcMap.



Figur 3. Ensjöns avrinningsområde. Det i ArcMap beräknade avrinningsområdet syns som grått färgfält och det för hand ritade avrinningsområdet som streckad linje. Bakgrundskartan © Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/2146.

5.2. VATTENANALYS

Resultat av analyserna som avser de metaller som SNV listar i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag (1999a) kan ses i tabell 1. De fullständiga resultaten från vattenanalysen återfinns i bilaga 1. I de fall samma lokal provtagits vid två tillfällen redovisas medelvärden. En tydlig tendens med förhöjda halter av koppar, kadmium, nickel och zink kan noteras i de vatten som kommer från gruvområdet samt i mindre grad i sjön. Vattenprovet taget i viken nära utloppet (lokal 6) innehåller lägre halter metaller än proverna från sjöns huvudbassäng.

SNV:s bedömning av tillstånd skall användas som en indikator på huruvida biologisk påverkan är trolig. Klass 3 innebär att effekter på det biologiska livet kan förekomma och klasserna 4 och 5 innebär att effekter är troliga (SNV, 1999a). I bedömningen av avvikelser från jämförvärden beräknas kvoten mellan det uppmätta värdet och schablonvärden (se bilaga 2) för nuvarande regionala bakgrundshalter enligt SNV (1999a). Avvikelsen skall användas för att bedöma om en påverkan från lokala källor är noterbart. Klasserna 2-4 innebär påverkan från lokala eller diffusa källor medan klass 5 innebär tydlig påverkan från lokala källor.

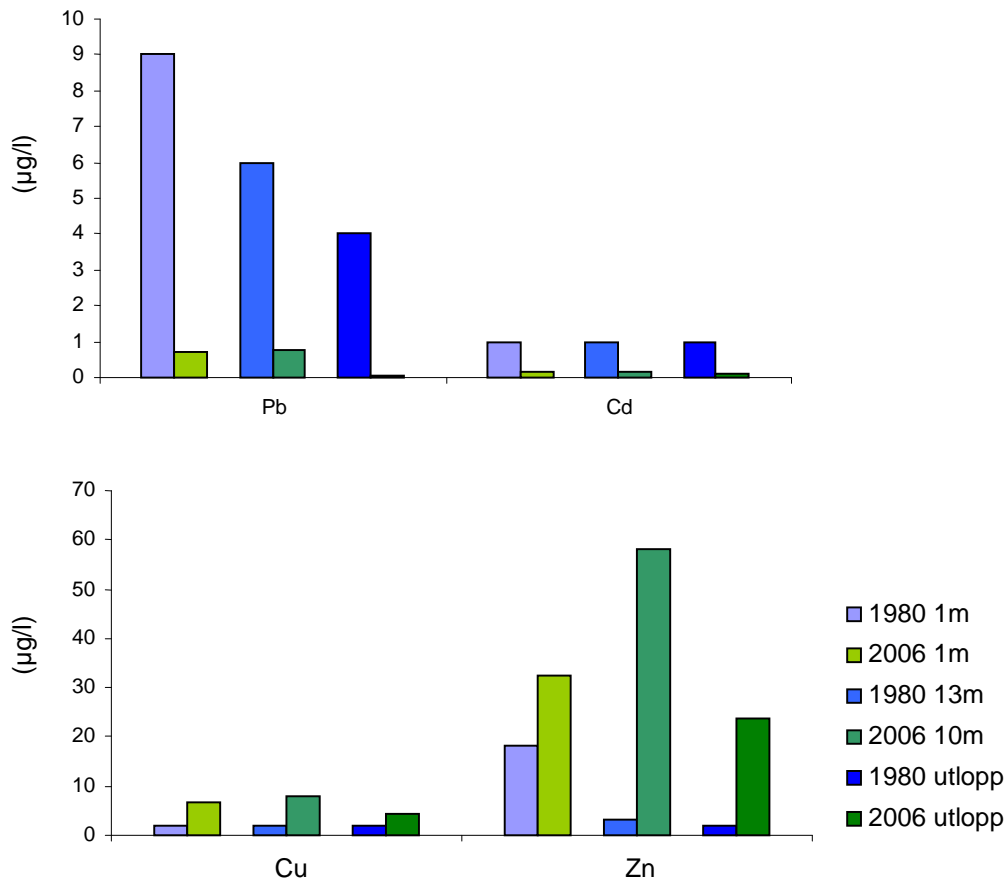
Tabell 1. Halter och avvikelse från jämförvärden. Bakgrundsfärgen i halterna anger tillståndsklassen. Avvikelse anger kvoten mellan uppmätt halt och schablonvärden (SNV, 1999a) och bakgrundsfärgen anger avvikelseklassen.

	sjön 1 m		sjön 4 m		utlopp	
	(µg/l)	avvikelse	(µg/l)	avvikelse	(µg/l)	avvikelse
Cd	0,16	17,9	0,15	16,7	0,09	9,5
Cr	0,15	3,1	0,11	2,1	0,10	2,0
Cu	6,84	22,8	6,73	22,4	4,44	14,8
Ni	3,52	17,6	3,98	19,9	2,99	15,0
Pb	0,70	6,4	0,54	4,9	0,03	0,3
Zn	32,25	35,8	42,75	47,5	23,57	26,2

	inlopp 1		inlopp 3		dagbrott	
	(µg/l)	avvikelse	(µg/l)	avvikelse	(µg/l)	avvikelse
Cd	1,08	120,0	0,01	0,6	0,82	90,8
Cr	0,19	3,7	0,18	3,6	0,04	0,7
Cu	34	113,3	0,66	2,2	166	553,3
Ni	24,4	122,0	0,33	1,7	9,71	48,6
Pb	0,69	6,3	0,08	0,7	0,62	5,6
Zn	215	238,9	2,82	3,1	144	160,0

Tillstånd		Avvikelse	
Klass	Benämning	Klass	Benämning
1	mycket låga	1	ingen avvikelse
2	låga	2	liten avvikelse
3	måttligt höga	3	tydlig avvikelse
4	höga	4	stor avvikelse
5	mycket höga	5	mkt stor avvikelse

Vid en jämförelse med vattenkvaliteten i sjön 1980 (Grahn m.fl., 1981) kan man se att halterna av Cd och Pb minskat medan Cu och Zn ökat (figur 4).



Figur 4. Jämförelser mellan vattenprover tagna 2006 och 1980 (för Cu och Cd 1980 redovisas detektionsgränsen då samtliga prover hade halter under densamma).

Djupprofilen i sjön visar på minskad pH, syrgashalt och temperatur med djupet. En viss ökning med djupet av de nämnda metallerna Cu, Cd, Pb och Zn kan även skönjas.

5.3. SEDIMENTANALYS

5.3.1. Visuell inspektion och vattenhalt

Vid den visuella inspektionen av sedimentpropparna under provtagningen kunde ingen laminering eller variationer i partikelstorlek observeras.

Utifrån vikten före och efter frystorkningen bestämdes vattenhalten i proverna. Vattenhalten låg i allmänhet mellan 92 och 99 % med de högsta vattenhalterna i ytsedimenten. Generellt minskar halterna något med djupet på sedimenten. Propparna från lokal 5 uppvisar den lägsta vattenhalten och högst vattenhalt håller propparna från lokal 4 och 6. I referensproverna kan ingen tendens med minskad vattenhalt med sedimentdjup observeras.

5.3.2. Cesium

Cesium-137-analysen visade på måttligt höga aktiviteter (se tabell 2 och bilaga 3). Den högsta aktiviteten uppmättes i propp 3A som på 5,2 cm djup hade en aktivitet på 1533 Bq/kg TS (torrvikt). Lägst aktivitet uppvisade propp 5A, vars hösta aktivitet återfanns på 3,2 cm djup (368 Bq/kg torrvikt). Sedimentnivån som uppvisade den högsta Cs-halten antogs härstamma från tiden för Tjernobylolyckan (1 maj, 1986) och utifrån detta bestämdes sedimentationshastigheten och djupen på sedimenten äldre än 1980 (innan gruvdriften startat) och 1991 (under pågående gruvdrift). För att representera sedimentation som skett efter gruvdriften valdes i samtliga fall ytsedimenten (0-0,5 cm djup).

Tabell 2. Djup på sedimenten som härstammar från tiden för Tjernoblyolyckan samt beräknad sedimentationshastighet. *Utelligare borttagna

Lokal	Maximal aktivitet (Bq/kg TS)	Sedimentdjup (cm)	sedimentationshastighet (mm/år)
1A	514	1,1	0,54
1B	485	0,8	0,37
2A	514	2,9	1,43
2B	889*	2,0	0,98
3A	1534	5,2	2,61
3B	860	2,4	1,22
4A	603*	1,7	0,83
4B	544	2,1	1,06
5A	369	3,3	1,64
5B	368*	1,7	0,84
6A	1024	1,6	0,81
6B	590	2,1	1,03
8	656	1,3	0,63
9	639	2,2	1,10
10	555	1,4	0,72
11	492	1,7	0,85

5.3.3. Kol, kväve och svavel

Analysen av kol visade på halter mellan 90-180 mg/g TS (se bilaga 4). Lägst halt uppvisade gradientproppen längst från inloppet (propp 5) och högst halt återfanns i ytsedimenten i proppen närmast utloppet (propp 6). Denna propp avviker på så vis att kolhalten minskar kraftigt med sedimentdjup. De andra propparna uppvisar relativt homogena kolhalter eller något ökande med djup/ålder.

Kvävehalterna varierade mellan 7-19 mg/g TS och följer kolhalten relativt väl (lägst i propp 5, högst i propp 6).

Svavelanalysen visade för samtliga prover på halter under detektionsgränsen.

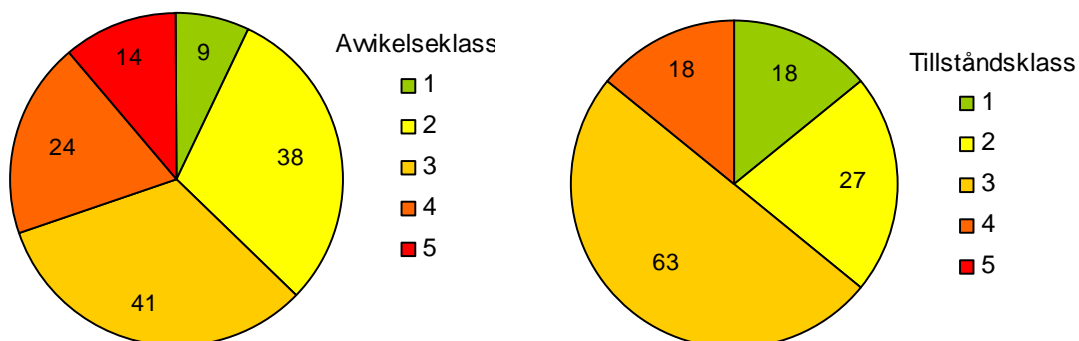
Kvoten mellan kol och kväve som kan ge en antydning om det organiska materialets ursprung ligger för samtliga analyserade prover mellan 12,9-14,9 undantaget lokal 6 där C:N-kvoten varierar mellan 10,0-10,4. Värden mellan 13-14 är typiska för ytsediment i sjöar och visar på en blandning av organiskt material producerat i sjön och på land (Meyers & Lallier-Vergès, 1999).

5.3.4. Metaller

Analysen med avseende på metaller gav svar på halten av 22 olika metaller. För fullständiga analysresultat se bilaga 5. Här redovisas resultatet av de metaller som listats av SNV i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag (SNV, 1999a). Tillstånd och avvikelse från jämförvärde (bilaga 2) används på samma sätt för sediment som för vattenkvalitet (se kapitel 5.2).

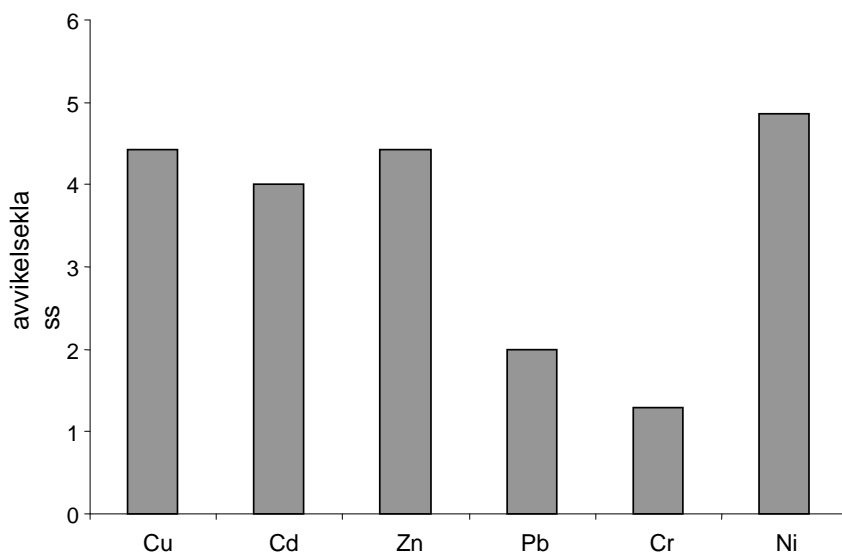
Generellt visar Ensjöns ytsediment kraftigt förhöjda halter av Cu, Cd, Zn och Ni jämfört med jämförvärden. En tydlig tendens av högre halter i yngre sediment kan observeras. Metallerna Pb och Cr uppvisar inte några större avvikelser och halterna ökar något med sedimentålder.

Av totalt 42 analysresultat från ytsediment av de sex studerade metallerna kan 14 st räknas in i avvikelseklass 5 som enligt SNV (1999a) innebär ”tydlig påverkan av lokala källor”. Av de resterande 84 resultaten från djupare sediment (motsvarande år 1980 och 1990) faller inte något under avvikelseklass 5. När man studerar tillståndsklasserna hamnar totalt 18 st av totalt 126 resultat i klass 4, som innebär ”ökade risker för biologiska effekter” (SNV 1999a). Tittar man bara på ytsedimenten hamnar 16 st av 42 st i tillståndsklass 4 (en summering av alla resultat kan ses i figur 5).



Figur 5. Summering av avvikelse och tillståndsklasser för samtliga provlokaler och metallerna Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Ni (siffror i tårtbitarna anger antal i varje klass).

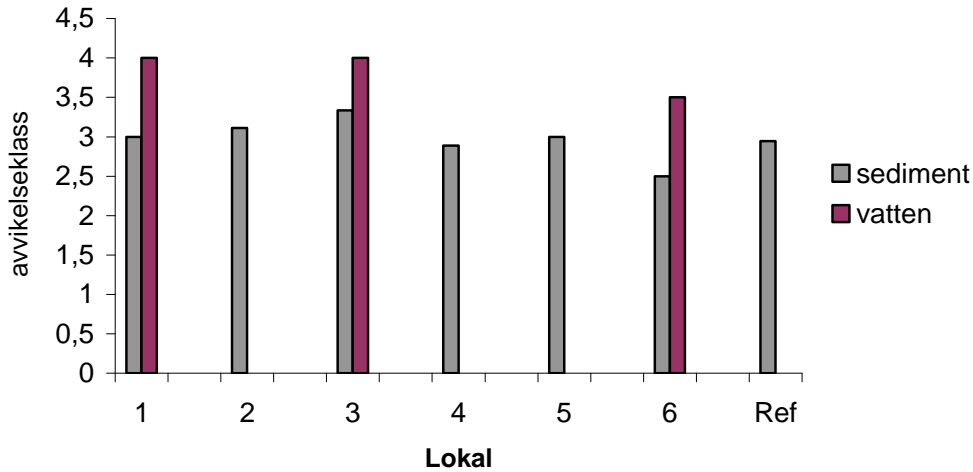
För att kunna avgöra vilka metaller som uppvisar högst avvikelse från jämförvärdena beräknades medelvärdet av avvikelseklassen från samtliga analyserade prover (21 st). Som kan ses i figur 6 är Ni och Zn de ämnen som uppvisar högst avvikelse från sina jämförvärden.



Figur 6. Avvikelseklassmedelvärde för respektive metall från samtliga lokalers ytsediment.

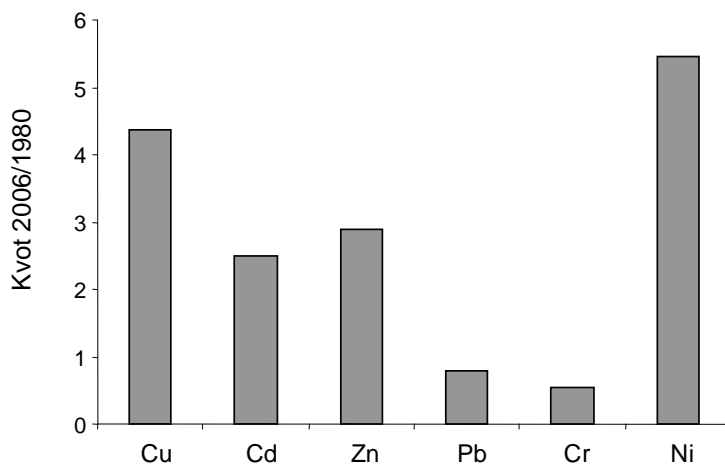
Den lokala variationen inom sjön visar på högst förorening i sjöns centrala, djupaste den (propp 2 och 3). Sedimentprovet från sjöns utlopp är det som uppvisar lägst

föroreningsgrad. Referensprovet och provet närmast inloppet uppvisar måttligt höga metallhalter (figur 7)



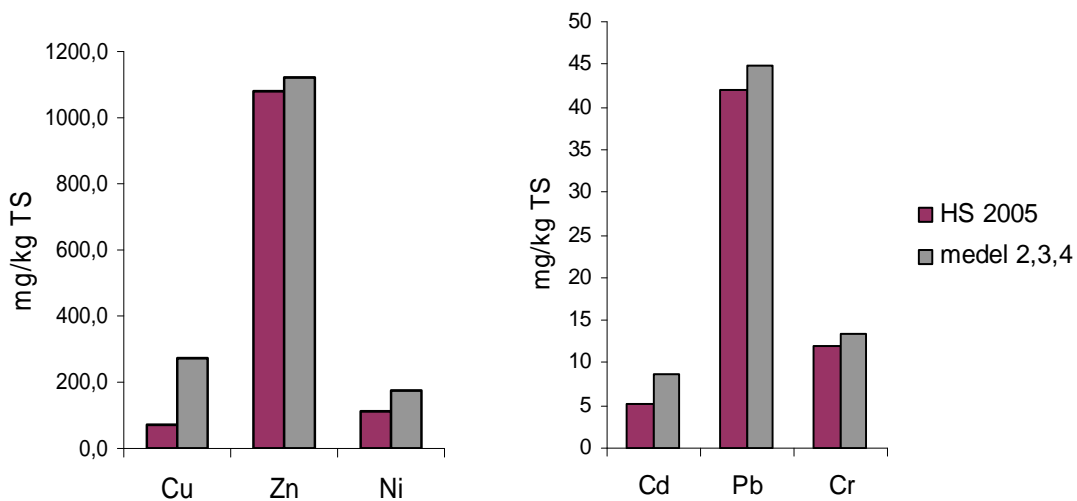
Figur 7. Medelvärde för avvikelseklasserna för varje lokal som mått på föroreningsgrad.

De jämförvärden som anges i SNV (1999a) är nationella typvärden och behöver inte gälla för enskilda sjösystem där lokala parametrar som exempelvis mineralogi och naturligt pH spelar in. Även de sediment som motsvarar sedimenterat material före 1980 uppvisar i många fall avvikelser från jämförvärden (55 % avvikelseklass 3 eller 4). Ett tydligare sätt att visa på gruvans påverkan är att jämföra halterna från ytsedimenten och sedimenten från före gruvdriftens start. Som kan ses i figur 8 har halterna av Cu, och Ni ökat flerdubbelt från 1980 till 2006 och Cd och Zn mer än fördubblats. Pb och Cr visar å andra sida något minskade halter.

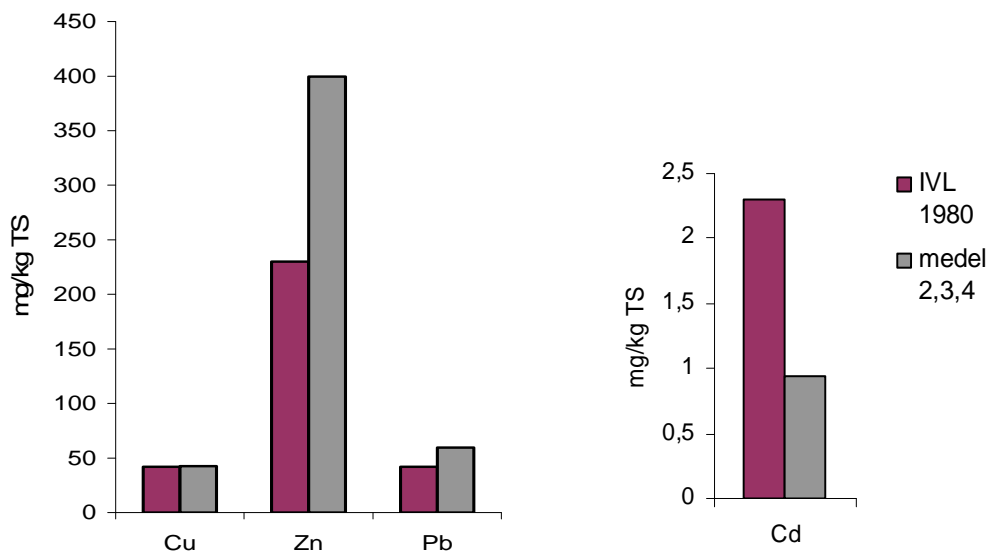


Figur 8. Kvot mellan halter från sediment daterat till 2006 och 1980 från samtliga provlokaler.

I referensrapporterna från Hushållningssällskapet (Lundström, 2006) och IVL (Grahn, 1981) har endast en punkt i sjön provtagits. För att jämföra resultaten från dessa studier med denna har medelvärden från resultaten från lokal 2, 3 och 4 beräknats eftersom dessa ligger i den djupa centrala delen av sjön där även prover till referensstudierna uppsamlats (Lundström, 2006; Grahn m.fl., 1980). Metallhalterna i ytsedimenten i denna studie överensstämmer väl med studien utförd 2005 av Hushållningssällskapet (HS). Endast Cu uppvisar en betydande avvikelse mellan studierna (figur 9). För att se om dateringen av sedimenten är korrekt jämförs sedimenten som daterats till 1980 med resultaten från analyserna på ytsediment gjorda 1980 (Grahn m.fl., 1980). Som kan ses i figur 10 är överensstämmelsen relativt god. Här är det Zn som avviker kraftigt med betydligt högre halt i denna studie och Cd med högre halter registrerade 1980.



Figur 9. Jämförelse mellan metallhalter i ytsediment från denna studie (medelvärde från lokal 2, 3 och 4) och HS 2005 (Lundström, 2006).



Figur 10. Jämförelse mellan metallhalter från sediment daterat till 1980 (medelvärde från lokal 2,3 och 4) och ytsediment från IVL 1980 (Grahn m.fl., 1980) (Cd-halter i egen graf för bättre åskådliggörning).

Inget samband mellan metallhalt och organisk halt är noterbar för någon metall eller sedimentpropp.

6. DISKUSSION

6.1. SJÖNS AVRINNINGSSOMRÅDE

Till stora delar samstämmer de två analyserna av avrinningsområdet väl. I vissa delar bör dock beräkningen av avrinningsområdet som utförts i ArcMap tolkas med försiktighet då uppenbarligen visar ett felaktigt område, bäckar som rinner från sjön har till exempel inkluderats i tillrinningsområdet. Avrinningsfunktionerna i ArcMap kan användas som stöd i en studie som denna om kartor med höjdkurvor även granskas manuellt.

Det mest intressanta området för denna studies syfte är området kring sandmagasinet. Topografin på åsens krön där sandmagasinet och gråbergsupplaget är belägna är relativt platt och det är svårt att avgöra exakt var vattendelaren ligger. Sandmagasinet och täckningen av detta kan ha bidragit till en förändring av grundvattenytan (SNV, 1993) som i sin tur kan bidra till en förskjutning av vattendelaren. För att exakt avgöra var vattendelaren ligger krävs observationer i fält. Att vattnet som dränerar sandmagasinet som ligger i anslutning till Norra Grundvattssjön skulle stå i förbindelse med Ensjön kan uteslutas. Återstår som tänkbara källor gör gråbergsupplaget, gruvhålet, prospekteringsborrhål och dagbottet med deponerad marginalmalm.

6.2. VATTENANALYS

De höga halterna av metaller i vattnen gör att både tillstånds- och avvikelseklass blir hög. När avvikelseklassificeringen betraktas skall man ha i åtanke att schablonvärden använts som jämförvärde. SNV (1999a) rekommenderar att lokalspecifika värden i första hand bör användas. Provtagning i andra vatten i området opåverkat av gruvan visar på att bakgrundshalterna ligger högre än schablonvärden i trakterna kring sjön (opublicerade data; Sandberg, muntligen)

Vattenproverna tagna i sjöns huvudbassäng visar upp en relativt liten variation. Trenden av ökade metallhalter med djupet kan förklaras med ett sjunkande pH på större djup. Trenden är dock svag och fler prover skulle behövas för att fastställa en eventuell djupgradient.

De inflöden som kommer norrifrån uppvisar inga förhöjda metallhalter medan bäcken med vatten från gruvområdet uppvisar kraftigt förhöjda värden. Detta är ytterligare en stark indikator på att förorenat vatten från gruvan läcker till sjön. Bäckvatten består i de flesta fall till största delen av grundvatten som ansamlas i bäckar i utströmningsområden (Grip & Rodhe, 1994). Detta betyder att det förorenade vattnet troligtvis är grundvatten som bildats i gruvområdet.

6.3. SEDIMENTANALYS

6.3.1. Åldersbestämning

Den tydliga föroreningsgradienten i sedimentprofilen och den relativt goda överensstämmelsen med sedimentanalyserna från 1980 antyder att åldersbestämningen av sedimenten med hjälp av radioaktivt sönderfall har fungerat väl.

Området kring Ensjön tillhör inte de delar av landet som mottog störst nedfall från Tjernobyl och det försvårar analysen. Med rimliga sedimentationshastigheter i åtanke kan ändå de lager som härstammar från 1986 särskiljas även om omblandning av sedimenten bidragit till en utsmetning av Cs-toppen. Den största begränsningen är att en lång analysid krävs för att säkerställa resultaten då antalet sönderfall per tidsenhet är relativt litet. Här analyserades proverna i 100 minuter (vilket är maximal tid i Cs-analysatorn) i en första omgång och de prover som indikerat förhöjda Cs-halter samt närliggande prover fick genomgå analys i ytterligare 100 minuter. Detta får anses tillräckligt i detta fall. Vid analys av prover med högre Cs-halter kan en kortare analysid vara tillräcklig medan det i områden mindre drabbade av Cs-nedfall kan vara svårt och tidsödande att åldersbestämma sediment.

Varför topparna i radioaktiv aktivitet i vissa fall återfinns på olika djup i proppar tagna på samma lokal är svårt att förklara då sedimentationshastigheten rimligtvis borde vara lika stor. Det är främst vid propp 3 och 5 som hastigheterna avviker stort mellan de två

propparna (tabell 2). En möjlig förklaring är fel vid invägningen av proverna som då medför fel i beräkningen av sedimentdjupet. Andra osäkerheter som kan spela in är att sambandet mellan densitet och vattenhalt som användes för att beräkna lagerdjupen inte är helt entydigt samt att det i uppdelningen av sedimenten ibland var svårt att avgöra var gränsen mellan vatten och sediment ligger då det översta lagret är väldigt löst. Osäkerheten i uppdelningen o översta laget är troligtvis även orsaken till höga halter av Cs-137 som registrerats vid ytan vid propp 4 (se bilaga 3).

Omfattningen av bioaktivitet och kompaktion i sedimenten och vattenströmningar är viktiga faktorer som bidrar till metodens duglighet och bör beaktas. Att de atmosfäriska provsprängningar som bidrog till nedfall av Cs-137 över Sverige på 50-talet skulle störa dateringen av sedimenten är inte troligt då dessa nedfall skedde kontinuerligt under en lång tidsperiod (Edvardson i Moberg, 1991).

Att fastställa sedimentationshastigheten och åldersbestämma sedimenten för andra år utgående från ett säkerställt datum kan även ge felaktigheter då sedimentationshastigheter kan variera från år till år. Både naturliga variationer i vattenflöden och aktiviteter i avrinningsområdet såsom skogsavverkningar kan bidra med ett större inflöde av sedimentationsmaterial (Johansson, 1989). Gruvdriften och läckaget av dränagevatten därifrån kan även ha bidragit till en ökning av sedimentationen i sjön. För att säkerställa den nuvarande sedimentationshastigheten i sjön kunde sedimentfällor ha använts (se exempelvis Håkanson & Jansson, 2002) men det går utanför omfattningen av denna studie.

En alternativ dateringsmetod hade varit Pb-210-datering. Pb-210 är en isotop som finns naturligt i jorden och har en halveringstid på 22,3 år (Håkanson & Jansson, 2002). För datering måste andelen Pb-210 som härstammar från atmosfärisk deposition relativt sådant härstammande från jorden bestämmas. Det görs genom att en annan isotop i U-serien, Ra-226, mäts. Genom direkt gammastrålningsmätning kan den totala mängden Pb-210 fastställas och sedimenten dateras.

En fördel med Pb-210 datering är att det har visat sig att Pb inte migrerar i sedimenten till skillnad från Cs (Crusius & Anderson, 1995; Blais m.fl., 1995). Blais m.fl. (1995) har i sin studie jämfört olika dateringsmetoder och visar att Cs-137 och Pb-210-datering visar på god överensstämmelse i sjöar där konduktiviteten ligger över 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Detta förklaras med att dessa sjöars sediment har en hög mineralhalt och låg organisk halt som medför en stark bindning och liten mobilitet av Cs. Ensjöns vatten har hög konduktivitet (86-90 $\mu\text{S}/\text{cm}$) och tämligen hög mineralhalt i sedimenten, något som talar till Cs-137 fördel. Andra fördelar är att om det rätta instrumentet finns att tillgå är Cs-137-datering en väldigt kostnadseffektiv analysmetod och den är relativt enkel att genomföra.

6.3.2. Metaller i sedimenten

De förhöjda halterna av Cu, Zn, Ni och Cd i ytsedimenten i Ensjön kan inte härledas till något annat än en lokal föroreningskälla. Analyserna från sedimenten daterade till tiden

för gruvans drift visar på en viss förhöjning av metallhalt men den största ackumuleringen tycks ha skett på senare år. Sedimenten daterade till innan gruvan togs i bruk visar även de något högre värden än de bakgrundsvärden som SNV anger (SNV, 1999a). Det gäller även för resultaten i studien på ytsediment som utfördes 1980 så dessa får anses ha naturlig orsak eller vara orsakade av diffusa källor. Omblandning av sedimenten verkar alltså inte påverkat de ursprungliga halterna i äldre sediment nämnvärt. Det bör påpekas att materialet från studien utförd 1980 är väldigt begränsat och analysmetoderna andra än vad som är standard idag så de ska tolkas med försiktighet. För att garantera att opåverkade sediment används som referens kunde ett lager taget längre ner i sedimentprofilen ha analyserats men nyttan av detta måste vägas mot kostnaden.

Resultaten i denna studie överensstämmer relativt väl med studien utförd 2005 där ytsediment analyserats. Den enda halt som avviker signifikant är Zn. Detta får antas bero på variationer som kan förväntas för ett så litet urval av prover (i HS:s studie har ett trippelprov tagits på en lokal som jämförs med tre dubbelprover i denna studie)

Den minskning av Pb och Cr som kan ses i sedimentprofilen beror sannolikt på en minskad förorening från diffusa källor (atmosfärisk deposition) (Lithner m.fl., 2000). Att de övriga metallernas ökning kan härledas till atmosfärisk deposition är inte troligt då kraven från samhället på rening av utsläpp till luften skärpts kraftigt de senaste årtiondena. Johansson (1989) säger även att Cu och Zn är de av de aktuella metallerna som i lägst grad deponeras från luften. Att någon lokal ökning av Pb och Cr inte skett beror på att de vittrade mineralen inte innehåller någon av dessa metaller i någon högre grad.

Resultaten från vattenproverna tyder på att det förorenade vattnet härstammar från inloppet i sjöns södra del (inlopp 1). Någon tydlig gradient med högsta metallhalter i sedimenten närmast inloppet går inte att påvisa. Att analysen från lokalen närmast inloppet (lokal 1) visar på en relativt låg föroreningsgrad beror troligtvis på att det inte pågår en kontinuerlig sedimentation på den platsen. Vattendjupet är relativt grunt och bäcken kan vid höga flöden tänkas medföra strömningar i vattnet som förhindrar sedimentation. I tabell 2 kan man även se att lokal 1 har den lägsta sedimentationshastigheten, även det tyder på att den bör klassificeras som en transportbotten. Det är även möjligt att diffust inflöde av grundvatten till sjön påverkar distributionen av metallhalten i sedimenten i sjön.

De lokaler belägna i sjöns nordvästra del som var tänkta att fungera som referenser (lokal 8, 9, 10, 11) visar bara på en något lägre föroreningsgrad än övriga lokaler i sjön. Detta tyder på att sjöns vatten blandats väl och detta kan inte ses som annat än rimligt i en liten sjö med relativt "rund" form och omsättningstid på över 2 år. Vattenanalyserna från inloppen i denna del av sjön visar inte på några höga metallhalter som kunde ge en annan förklaring till detta.

Den lokal som uppvisar lägst grad av förorening är lokal 6. Denna befinner sig i viken i sjöns östra del, ca 100 m från sjöns utlopp. Vikens skyddade läge, relativa djup (4 m på provplatsen) och den beräknade sedimentationshastigheten tyder på att en kontinuerlig

sedimentation sker här (ackumulationsbotten). Ytsedimenten i denna lokal har den högsta uppmätta halten kol (18 g C/g TS). Det har fastställts att den organiska halten (som är direkt kopplad till kolhalten) bidrar till en ökad bindning av metaller (se exempelvis Salomons m.fl., 1984). McDuffie m.fl (i Hutziger m.fl., 1977) visar dock att kornstorleksfördelningen har en betydligt större betydelse för metallhalten i sedimenten än vad den organiska halten har. Vad kornstorleksfördelningen haft för inverkan på proverna i denna studie kan inte fastställas då ingen fraktionering av sedimenten gjorts. Visuellt kunde inga skillnader i sedimentens kornstorlek utskiljas och man kan anta att de prover som tagits på ackumulationsbotten har en inbördes ungefär likadan sammansättning. För att förklara den lägre halten metaller i sedimenten från lokal 6 bör man beakta att även vattenproverna från utloppet uppvisar lägre halter än vattnet i huvudbassängen (något som bekräftas av tidigare provtagningar (Boliden, opublicerade data)). Då vattnet analyserats ofiltrerat kan den lägre halten metaller bero antingen på lägre halt metaller i lösning eller mindre partikulärt material. En stor del av det suspenderade materialet kan ha hunnit sedimentera och därmed minskar halten metaller i vattnet och sedimenten i viken. Detta borde dock ha medfört en minskad sedimentationshastighet, något som inte kan observeras (se tabell 2). Lokal 6 avviker även med avseende på relationen mellan kol och kväveinnehåll. Den lägre C:N-kvoten tyder på att det organiska materialet i sedimenten till större del består av döda sjöväxter och i mindre grad av material som kommer med det inflödande vattnet. Vikens skyddade läge kan innebära en större nettoproduktion än i sjöns huvudbassäng. På så vis kan den minskande mängden partikulärt material på grund av avsättning i huvudbassängen uppvägas och den lägre föroreningsgraden i viken förklaras trots en lika hög sedimentationshastighet. Alternativt kan utspädning av vattnet i viken ha skett genom ett betydande direktinflöde av grundvatten.

I beräkningarna av avvikelser från jämförvärden har den av SNV (1999a) fastställda naturliga halten använts som jämförvärde, inte bakgrundshalt för norra Sverige. Att använda bakgrundshalterna för norra Sverige hade förmodligen gett en korrektare bedömning när en lokal förorening undersöks men den naturliga halten användes för att kunna göra jämförelser med HS 2005 (Lundström, 2006). Att använda bakgrundshalt för norra Sverige hade i några fall sänkt avvikelseklassen ett steg men inte förändrat föroreningsbilden i stort.

Andra möjliga källor till föroreningen av Ensjön skulle kunna vara jordbruk, skogsavverkning eller avloppsvatten. Ingen bebyggelse eller jordbruk finns inom avrinningsområdet så dessa källor kan uteslutas. Skogsavverkning har skett men inte i den del av avrinningsområdet som avvattnas av den södra bäcken. Bäckarna från norr och väst uppvisar inga förhöjda metallhalter och därmed kan påverkan från skogsbruket ses som otrolig.

7. SLUTSATSER

Ensjön är påverkad av dränagevatten från Enåsengruvan. Metallerna Cu, Zn, Cd och Ni återfinns i förhöjda halter. Halterna av Cu och Cd i sedimenten är sådana att de kan förväntas ha negativa effekter på bottenfauna och växtplankton (Lithner, 1994). Halterna i ytsedimenten är kraftigt förhöjda jämfört med de halter som uppmättes innan gruvan togs i bruk.

Bäcken som ansluter till Ensjön söderifrån medför dränagevatten från gruvområdet. Någon tydlig gradient med högst påverkansgrad i sedimenten närmast bäcken kan inte observeras. Föroreningen är jämt spridd över sjöns huvudbassäng och varierande sedimentation är orsaken till varierande metallhalter i sedimenten. Att ta referensprover i samma vattenkropp har visat sig olämpligt då dessa lokaler även de uppvisar tecken på lokal förorening.

Vattnet som lämnar Ensjön i Ensjöbäcken har en lägre påverkansgrad än vattnet i sjön. Detta beror sannolikt på att en betydande mängd metaller avsätts i sjöns bottensediment alternativt utspädning av sjövattnet ifrån mindre koncentrerade inflöden (grundvatteninströmning).

De analyser av avrinningsområdet som gjorts i denna studie klarlägger att gruvområdet är en möjlig källa till läckaget till Ensjön. Någon identifiering av den exakta källan går dock inte göra.

Åtgärder behövs för att minska inflödet av dränagevatten från gruvområdet. Fokus bör läggas på att identifiera den exakta punktkällan. Saneringsåtgärder av sedimenten i sjön kan i dagsläget inte ses som nödvändigt då områdets känslighet och skyddsvärde båda bör klassas som måttliga (naturvardsverket.se). För att få en klarare bild av effekter på ekosystemet bör dock denna studie kompletteras med biologiska undersökningar.

Minskade halter av bly och krom i ytsedimenten beror på minskad atmosfärisk deposition.

Metoden med sedimentdatering utgående från strålning från Cs-137 fungerar men den låga sedimentationshastigheten i kombination med svårigheten att dela sedimenten i tunna lager gör det svårt att nå en hög upplösning. Omrörning i sedimenten påverkar men inte i någon högre grad. Halten organiskt material i sedimenten bör beaktas vid Cs-137-datering då den är avgörande för sedimentens förmåga att binda Cs.

8. REFERENSER

Tryckta

- Berger W. H., Heath G. R., 1968. *Vertical mixing in pelagic sediments*. J Mar Res 26:134-143.
- Berner R. A., 1980. *Early Diagenesis*. Princeton University Press. Princetown, New Jersey, USA. ISBN 0-691-08260-X.
- Blais J. M., Kalff J., Cornett R. J., Evans R. D., 1995. *Evaluation of ^{210}Pb dating in lake sediments using stable Pb, Ambrosia pollen, and ^{137}Cs* . Journal of Paleolimnology 13:169-178.
- Broberg A, Malmgren L, Jansson M, 2005. *Relations between resuspension and the content of ^{137}Cs in freshwater fish in some Swedish lakes*. Journal of Aquatic Ecosystem Health 4: 285-294, 1995.
- Burton A. G. Jr. (redaktör), 1992. *Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc. Chelsea, USA. ISBN 0-87371-450-5.
- Crusius J. & Anderson R. E., 1995. *Evaluating the mobility of ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{210}Pb from their distributions in laminated lake sediments*. J. Paleolimnology 13:119-141.
- Edvarson K., 1991. *Fallout over Sweden from the Chernobyl Accident* i L. Mossberg (redaktör). The Chernobyl fallout in Sweden. Swedish Radiation Protection Institute. Stockholm Sweden. ISBN 91-630-0721-5.
- Fey D. L., Church S. E., Finney C. J., 1999. *Analytical results for 35 mine-waste tailings cores and six bed-sediment samples, and an estimate of the volume of contaminated material at Buckeye meadow on Upper Basin Creek, Northern Jefferson County, Montana*. U.S. Geological Survey. Denver, Colorado, USA.
- Föstner U., Wittmann G.T.W., 1979. *Metall Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag. Giessen, Tyskland. ISBN 3-540-09307-9.
- Grip H., Rodhe A., 1994. *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB. Uppsala. ISBN 91-7382-762-2.
- Grahn O., Ekelius W., Lideström L., 1981. *Förundersökningar i Enåns vattensystem, recipient till planerad gruva vid Enåsen*, Ljusdals kommun. Rapport nr F 012:2/81. IVL. Fryksta.
- Hermansson C., Holmström H., 2005. *Mobilisering och immobilisering av bly och kadmium i sjösediment*. Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:16. Västervik.

- Hutziger O., Van Lelyveld L.H., Zoeteman B.C.J., 1977. *Aquatic Pollutants: Transformation and Biological Effects*. Pergamon Press. Oxford, England. ISBN 0-08-022059-2.
- Håkanson L., 1981. *Sjösedimenten i recipientkontrollen*. SNV rapport 1398. Statens naturvårdsverk. Uppsala.
- Håkansson L., Jansson M., 2002. *Principles of Lake Sedimentology*. The Blackburn Press. New Jersey, USA. ISBN 1-930665-54-7.
- Håkanson L., 2004. *Lakes: form and function*. The Blackburn Press. New Jersey, USA. ISBN 1-930665-24-5.
- Höglund L. O., Herbert R. (redaktörer), 2004. *MiMi – Performance Assessment, Main Report*. MiMi 2003:3. MiMi Print. Luleå. ISBN 91-89350-27-8.
- Johansson K., 1989. *Metals in sediment of lakes in Northern Sweden*. Svenska naturvårdsverket.
- Kelly M., 1988. *Mining and the Freshwater Environment*. Elsevier Science Publishers Ltd. Cambridge, England. ISBN 1-85166-204-9.
- Lithner G., 1994. *Biologiska effekter av metaller i limniska system*. Vatten 50:64-69. Lund, Sverige.
- Lithner G., Borg H., Ek J., Fröberg E., Holm K., Johansson A-M., Kärrhage P., Rosén G., Söderström M., 2000. *The Turnover of Metals in a Eutrophic and an Oligotrophic Lake in Sweden*. *Ambio* Vol. 29 No. 4-5.
- Lundström P., 2006. *Enåsengruvan – metallinnehåll i organsmer och sediment 2005*. Hushållningssällskapet. Skellefteå.
- Mattsson S., Moberg L., 1991. *Fallout from Chernobyl and Atmospheric nuclear weapons tests, Chernobyl in Perspective* i L. Mossberg (ed.). *The Chernobyl fallout in Sweden*. Swedish Radiation Protection Institute. Stockholm. ISBN 91-630-0721-5.
- McCormick C. A., Burks S. L., 1987. *Bioavailability and Toxicity of Extracts from Acid-Mine-Waste-Contaminated Sediments*. Stillwater, Oklahoma, USA.
- Meili M., 1998. *Kvicksilver i Turingeå-systemet (Södertälje/Nykvarn): Systemanalys av tillstånd, trender, omsättning och saneringsalternativ, Förstudie till Projekt Turingen, Nykvarns kommun*.
- Meyers P. A. & Lallier-Vergès E., 1999. *Lacustrine sedimentary organic matter records of Late Quaternary paleoclimates*. *Journal of Paleolimnology* 21: 345–372. Kluwer Academic Publishers. Nederländerna.

MiMi, 2001. *Årsrapport för MISTRA-programmet MiMi – Åtgärder mot miljöproblem från gruvavfall*. ISBN 91-89350-14-6.

PEREBAR, 2000. *Long-term Performance of Permeable Reactive Barriers used for the Remediation of Contaminated Groundwater*. National Technical University of Athens. Athens, Greece.

Salomons W., Föstner U., 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag. Giessen, Tyskland. ISBN 3-540-12755-0.

Sjöbäck M.L., Haux C., Larsson Å., Lithner G., 1984. *Biochemical and hematological studies on perch from the cadmium-contaminated river Emån*. *Ecotoxicol Environ Safety* 4 113-128.

SMHI, 1996. *Karta: Avrinningen i Sverige*. Sjöfartsverkets tryckeri.

SNV, 1993. *Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning – metaller och surt vatten på drift*. Rapport 4202. Svenska naturvårdsverket. Naturvårdsverkets förlag. Stockholm. ISBN 91-620-4202-5.

SNV, 1998. *Vägledning för miljötekniska markundersökningar, del 1: Strategi* Rapport 4310. Svenska naturvårdsverket. Naturvårdsverket förlag. Stockholm. ISBN 91-620-4310-2.

SNV, 1999a. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913. Svenska naturvårdsverket. Naturvårdsverket förlag. Stockholm. ISBN 91-620-4913-5.

SNV, 1999b. *Gruvavfall - Miljöeffekter och behov av åtgärder*. Rapport 4948. Svenska naturvårdsverket. Naturvårdsverket förlag. Stockholm. ISBN 91-620-4948-8.

SNV, 2002. *Uppföljning av efterbehandlingsprojekt inom gruvsektorn - Åtgärder, kostnader och resultat*. Rapport 5190. Svenska naturvårdsverket. Naturvårdsverkets förlag. Stockholm. ISBN 91-620-5190-3.

Williams D., 1997. *Long-term management of the environmental effects of tailings dams*. Office of the Parliamentary commissioner for the environment. Wellington, New Zealand.

Web

analytica.se, 2006-09-28. <http://www.analytica.se>

boliden.se, 2006-08-23. *Miljöfakta Enåsen*
[http://www.boliden.se/www/BolidenSE.nsf/\(WebPagesByID\)/34A40FCB896914F8C1256EEE0041D4B5/\\$file/enasen_web_sv.pdf](http://www.boliden.se/www/BolidenSE.nsf/(WebPagesByID)/34A40FCB896914F8C1256EEE0041D4B5/$file/enasen_web_sv.pdf)

ESRI, 2006-11-06. <http://www.esri.se/>

naturvardsverket.se, 2006-09-28. *Efterbehandling och sanering av förorenade områden*
<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/teknik/sanering/sanering.htm>

slv.se, 2006-08-23. *Karta: Cesium-137 markbeläggning.*
http://www.slv.se/templates/SLV_Page_8198.aspx

Muntliga

Andersson Bo-Sture, Konsult, Ramsjö, 2006

Broberg Anders, Professor, Uppsala Universitet, 2006

Sandberg Michael, Miljöutredare, Boliden Mineral, 2006

BILAGA 1. VATTENANALYSER

Prov tagna 8 juni 2006

ELEMENT	SAMPLE	lokal 3 1m	lokal 6	lokal 3 ytvatten	inlopp 1	lokal 3 4m	inlopp väst 1	inlopp väst 2	dagbrott	utlopp
Filtrerad		Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Ca	mg/l	11,1	10,6	10,7	31,1	11	2,3	2,3	168	10,4
Fe	mg/l	0,18	0,112	0,0951	0,123	0,116	0,412	0,42	0,0308	0,106
K	mg/l	0,717	0,666	0,655	1,5	0,651	<0,4	<0,4	6,65	0,616
Mg	mg/l	2,25	2,14	2,16	5,97	2,22	0,438	0,526	8,9	2,1
Na	mg/l	1,77	1,71	1,71	3,01	1,76	1,16	1,33	7,19	1,73
S	mg/l	9,92	9,51	9,56	32,7	9,93	0,573	0,647	148	9,34
Si	mg/l	4,31	4,19	4,2	6,19	4,34	3,51	4,63	5,48	4,18
Al	µg/l	119	85,1	87,1	394	93,5	221	92,6	130	76
As	µg/l	<0,3	<0,8	<0,8	<0,7	<0,5	<0,3	<0,3	<2	<0,2
Ba	µg/l	7,81	6,57	6,7	15,6	7,09	3,42	3,79	14,4	6,53
Cd	µg/l	0,179	0,102	0,114	1,08	0,138	0,0076	0,0053	0,874	0,0856
Co	µg/l	0,508	0,386	0,459	6,85	0,56	0,0723	0,0655	17,3	0,193
Cr	µg/l	0,163	0,0946	0,0945	0,186	0,104	0,319	0,184	0,0347	0,1
Cu	µg/l	7,33	4,57	4,87	34	7,51	1,09	0,779	165	4,44
Hg	µg/l	0,0051	0,0023	<0,002	<0,002	0,003	0,0046	0,0028	<0,002	<0,002
Mn	µg/l	33,1	24,4	27,9	181	31,4	8,41	13,8	256	14,8
Mo	µg/l	0,152	0,213	0,155	0,228	0,157	0,147	0,231	0,171	0,145
Ni	µg/l	3,5	3,61	3,57	24,4	3,83	0,281	0,281	10,7	2,99
P	µg/l	15,3	2,24	2,2	1,82	3,26	3,77	3,07	<1	2,03
Pb	µg/l	0,856	0,0269	0,0229	0,695	0,433	0,0969	0,0535	0,807	0,0324
Sr	µg/l	29,5	28,4	28,8	78,3	29,5	7,1	8,19	210	28,6
Zn	µg/l	35,9	29,2	30,2	215	44,9	5,09	3,4	144	24,6
pH		6,09	6,09	6,05	5,37	5,96	5,17	5,73	6,21	6,3
Kond	µS/cm	86	86	89	237	90	18	20	850	86
Temp	°C	14,1				10,9		7,4		
Syrgas	%	89,1				86,9				

BILAGA 1. VATTENANALYSER

Prov tagna 6 juli 2006

ELEMENT	SAMPLE	lokal 3 1m	lokal 3 5m	lokal 3 10m	dagbrott	inlopp 1
Filtrerad		NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
Ca	mg/l	11,4	11,2	12,7	164	3,05
Fe	mg/l	0,109	0,0813	0,098	0,037	0,808
K	mg/l	0,679	0,722	0,776	6,04	<0,4
Mg	mg/l	2,28	2,29	2,55	7,92	0,694
Na	mg/l	1,76	1,76	1,9	6,58	1,47
S	mg/l	9,7	9,72	11	137	0,546
Si	mg/l	3,93	4,18	4,55	4,91	4,75
Al	µg/l	84,2	97,9	101	111	73,2
As	µg/l	0,111	0,108	<0,1	<0,4	<0,2
Ba	µg/l	7,05	7,65	9,06	13,2	4,52
Cd	µg/l	0,143	0,162	0,187	0,761	0,0059
Co	µg/l	0,399	0,587	0,557	14,6	0,162
Cr	µg/l	0,143	0,109	0,103	0,0383	0,171
Cu	µg/l	6,35	5,95	8,08	167	0,532
Hg	µg/l	<0,002	<0,002	0,0029	<0,002	<0,002
Mn	µg/l	23,3	31,6	33,1	226	35,8
Mo	µg/l	0,193	0,152	0,137	0,0613	0,34
Ni	µg/l	3,54	4,12	4,57	8,72	0,381
P	µg/l	3,68	4,8	6,52	1,95	3,36
Pb	µg/l	0,543	0,652	0,754	0,428	0,104
Sr	µg/l	31,4	31	34,9	206	11,4
Zn	µg/l	28,6	40,6	58	144	2,24
pH		6,34	6,09	5,81	6,32	
Kond	µS/cm	84,7	66,9	67,4	825	
Temp	°C	21,0	10,8	7,6		
Syrgas	%	100	87	65,7		

BILAGA 2. JÄMFÖRVÄRDEN

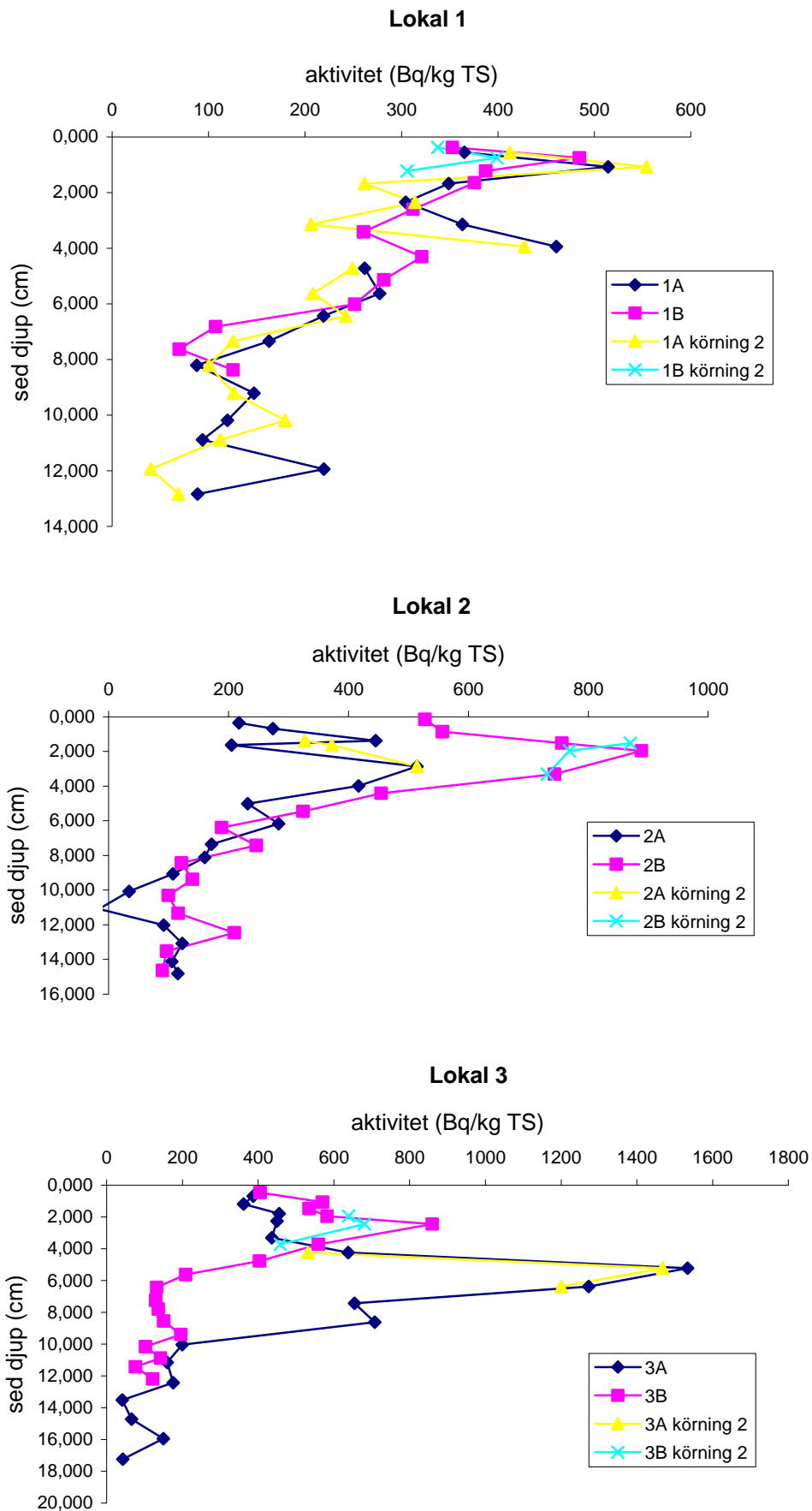
Sjöar

	Naturlig halt (µg/l)	Bakgrundshalt Norra Sverige (µg/l)	Bakgrundshalt Södra Sverige (µg/l)
Cd	0,005	0,009	0,016
Cr	0,05	0,05	0,2
Cu	0,3	0,3	0,5
Ni	0,2	0,2	0,2
Pb	0,05	0,11	0,24
Zn	1	0,9	2

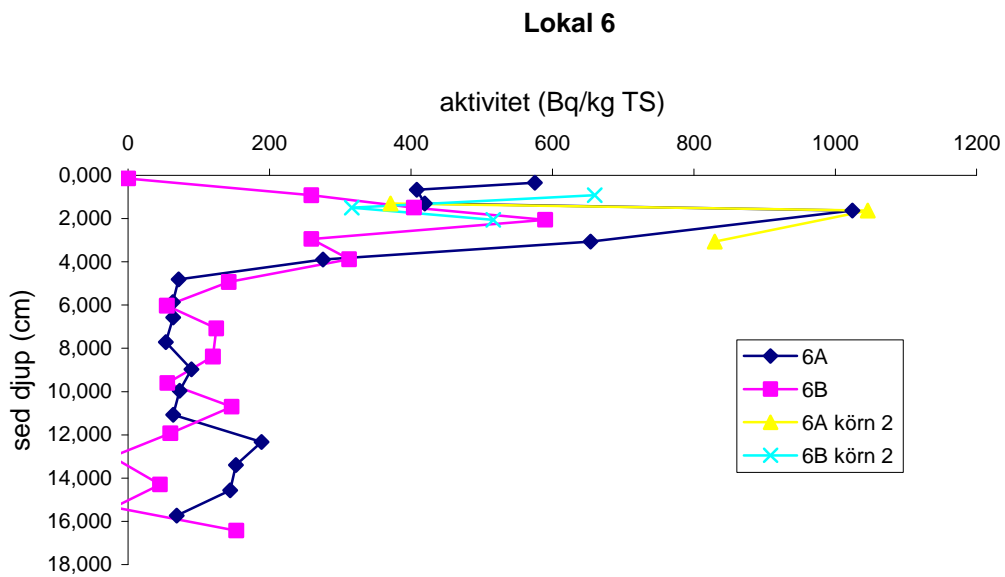
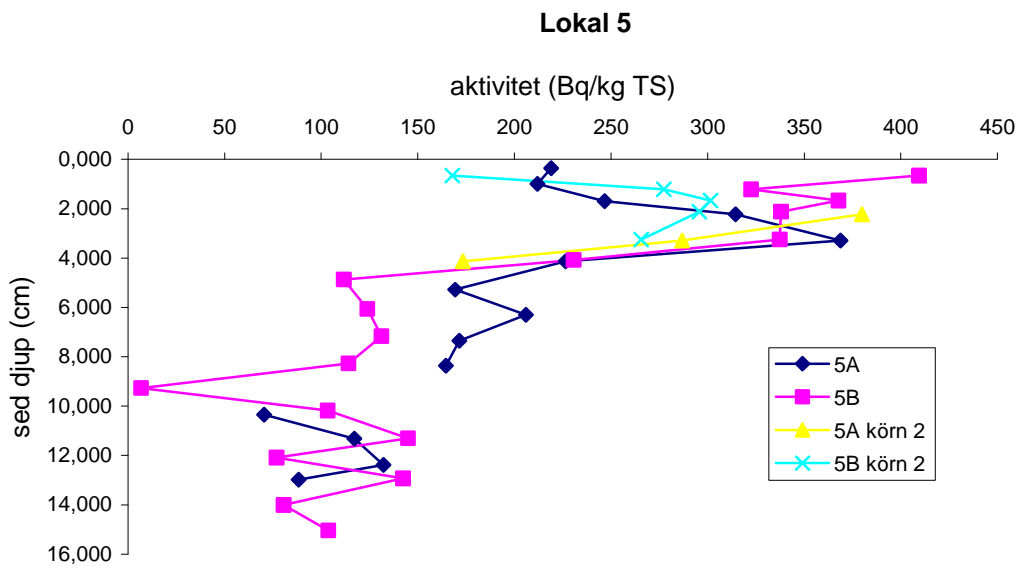
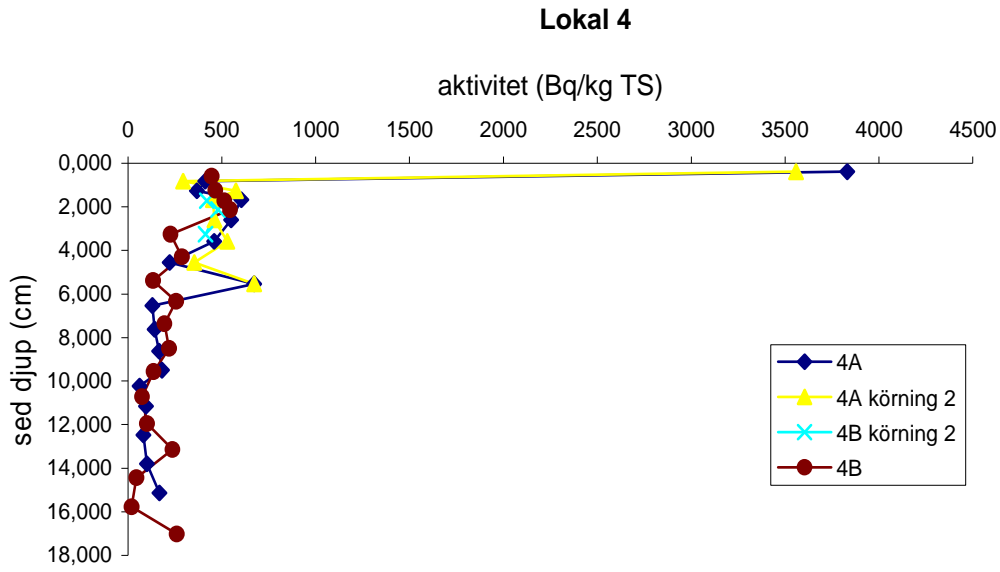
Sediment

	Naturlig halt (mg/kg)	Bakgrundshalt Norra Sverige (mg/kg)	Bakgrundshalt Södra Sverige (mg/kg)
Cd	0,3	0,8	1,4
Cr	15	15	15
Cu	15	15	20
Ni	10	10	10
Pb	5	50	80
Zn	100	150	240

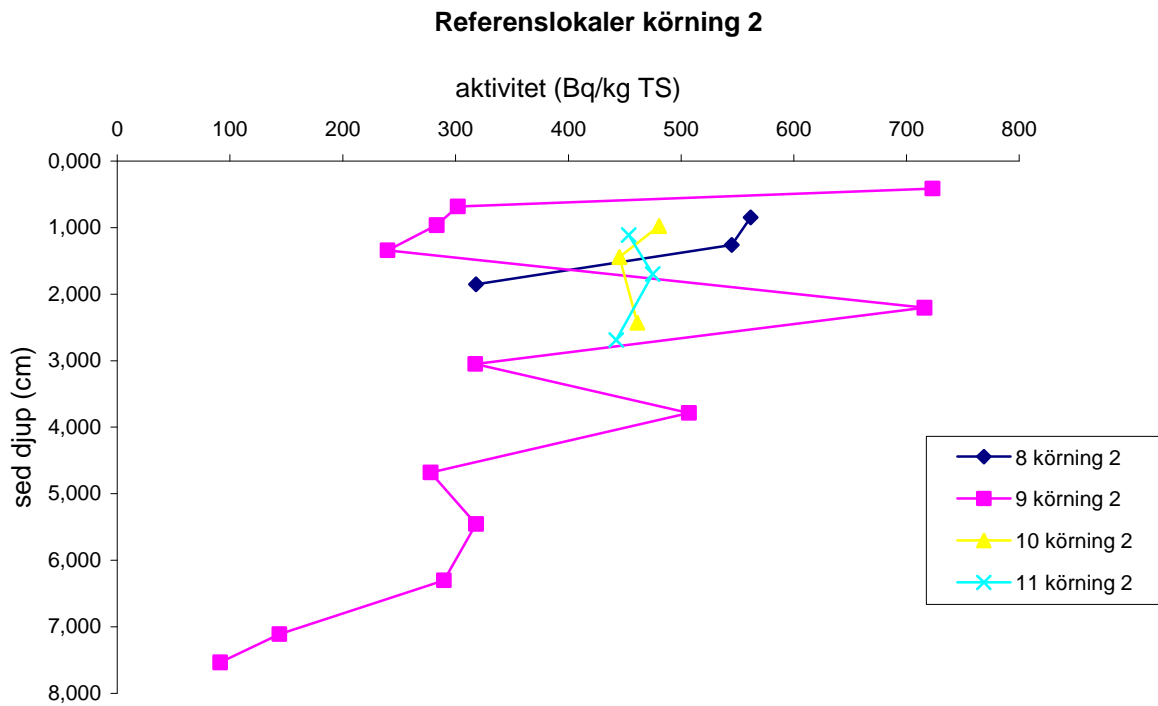
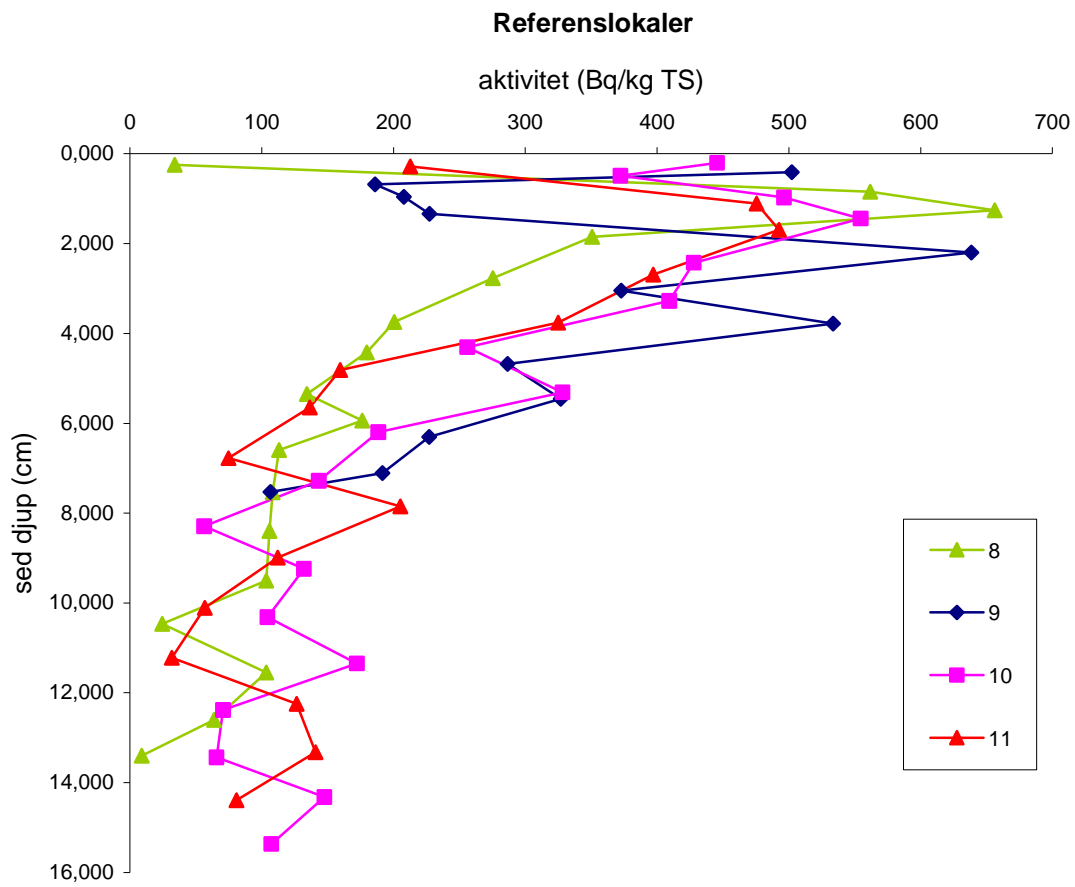
Cs-137-profiler



BILAGA 3. Cs-137-PROFILER



BILAGA 3. Cs-137-PROFILER



BILAGA 4. KOL OCH KVÄVEANALYS

Propp	Ålder	Vikt (g TS)	Kväve (%)	Kol (%)	Blankkorrigerig		Kol (g/g TS)	Kväve (g/g TS)	C:N-kvot
					Total C (g)	Korr C (g)			
1	1980	4,428	0,9250	11,9876	0,5308	0,5308	0,120	0,009	13,0
1	1990	4,651	0,8886	11,4936	0,5346	0,5346	0,115	0,009	12,9
1	2006	5,271	0,9367	11,7055	0,6170	0,6170	0,117	0,009	12,5
2	1980	4,548	1,0057	14,8256	0,6743	0,6743	0,148	0,010	14,7
2	1990	3,823	0,9075	13,6061	0,5202	0,5202	0,136	0,009	15,0
2	2006	3,888	0,8662	11,9014	0,4627	0,4627	0,119	0,009	13,7
3	1980	5,051	1,1475	16,1964	0,8181	0,8181	0,162	0,011	14,1
3	1990	5,688	1,1577	16,2259	0,9229	0,9229	0,162	0,012	14,0
3	2006	4,904	1,1976	15,7287	0,7713	0,7713	0,157	0,012	13,1
4A	1980	5,275	1,0646	15,0622	0,7945	0,7945	0,151	0,011	14,1
4A	1990	3,208	1,1366	15,1685	0,4866	0,4866	0,152	0,011	13,3
4B	1980	6,608	1,0822	14,5821	0,9636	0,9636	0,146	0,011	13,5
4B	1990	4,310	1,0999	14,8512	0,6401	0,6401	0,149	0,011	13,5
4	2006	4,070	1,0961	14,5940	0,5940	0,5940	0,146	0,011	13,3
5	1980	7,400	0,8901	11,7013	0,8659	0,8659	0,117	0,009	13,1
5	1990	5,801	0,8535	11,3580	0,6589	0,6589	0,114	0,009	13,3
5	2006	5,610	0,6685	8,7708	0,4920	0,4920	0,088	0,007	13,1
6	1980	4,690	1,1335	11,8950	0,5579	0,5579	0,119	0,011	10,5
6	1990	2,656	1,4747	14,8861	0,3954	0,3954	0,149	0,015	10,1
6	2006	3,710	1,8857	18,2388	0,6767	0,6767	0,182	0,019	9,7
Ref	1980	6,095	0,9997	12,8722	0,7846	0,7846	0,129	0,010	12,9
Ref	1990	6,168	0,9098	11,8116	0,7285	0,7285	0,118	0,009	13,0
Ref	2006	4,620	0,8399	11,6452	0,5380	0,5380	0,116	0,008	13,9

BILAGA 5. SEDIMENTANALYSER

Prover tagna 5-6 juli 2006

ELEMENT	SAMPLE	1:1980	1:1990	1:2006	2:1980	2:1990	2:2006	3:1980	3:1990	3:2006	4A:1980	4A:1990	4B:1980	4B:1990	4:2006
Al	mg/kg	20700	19000	17400	19200	15200	14600	19800	20400	19900	18200	17200	18500	18200	16000
As	mg/kg	13,8	15	15,6	11,4	17,8	<10	<10	10,2	12,7	11,3	<10	<10	<10	11,7
B	mg/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<3	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Ba	mg/kg	122	123	179	111	174	460	77,9	78	180	107	92,5	97,1	81,9	110
Be	mg/kg	1,87	1,92	2,2	1,43	1,45	2,54	1,47	1,89	3,32	1,34	1,28	1,28	1,26	2,37
Ca	mg/kg	7020	6500	7250	7410	8150	9440	8540	9460	9310	7940	7640	7860	7950	8640
Cd	mg/kg	2,33	2,62	5,26	<2	3,26	10,1	2,81	6,8	10,3	<2	<2	<2	2,32	5,69
Co	mg/kg	23,2	32,3	57,8	21,2	22,2	106	12,1	18,1	228	11,6	9,06	7,11	7,42	80,6
Cr	mg/kg	25	21,2	17	26,1	18,1	9,78	26,7	25,2	15,9	24,2	23,2	22,1	21,6	14,4
Cu	mg/kg	48,7	51,2	90,7	38,3	52,4	308	45,5	72,9	337	37	37,6	41,3	39	173
Fe	mg/kg	144000	176000	189000	161000	205000	212000	67900	75900	124000	63700	50600	48600	80800	149000
K	mg/kg	349	320	379	478	328	336	438	457	375	419	402	463	460	321
Li	mg/kg	3,36	2,94	2,78	3,76	3,15	2,11	3,94	4,15	2,92	3,95	3,56	4,48	5,26	2,14
Mg	mg/kg	1090	989	999	1220	1090	921	1280	1380	1110	1410	1200	1340	1400	1100
Mn	mg/kg	6600	9930	21900	2330	9680	54000	771	1500	27900	473	505	436	877	9640
Mo	mg/kg	27,1	32,3	32,9	49,9	58	54,4	29,9	21,1	23,6	24,7	20,7	18,6	23,7	26,4
Ni	mg/kg	35,1	45,4	93,3	19,3	45,1	217	34	66	205	15,1	23,9	21	33,1	103
P	mg/kg	1190	1190	1180	1930	1460	1050	1020	1300	1100	694	625	640	851	964
Pb	mg/kg	33,7	39,5	45,4	67,8	57,8	30,3	60,3	59,3	69,3	45,2	48	48,3	51,5	35,1
Sn	mg/kg	<5	<5	<6	<5	<5	<7	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<6	<5
Sr	mg/kg	23,6	22,4	26,6	25,3	29,5	40,2	27,8	30,8	34,4	26,4	25,4	28,4	29,3	30,6
V	mg/kg	52,2	51	46,1	53,9	48,5	31,4	49,9	56,1	38,7	47	42,3	44,3	46,9	34,9
Zn	mg/kg	405	486	743	352	579	1620	488	878	1010	256	319	326	425	733

BILAGA 5. SEDIMENTANALYSER

Prover tagna 5-6 juli 2006

ELEMENT	SAMPLE	5:1980	5:1990	5:2006	6:1980	6:1990	6:2006	REF:1980	REF:1990	REF:2006
Al	mg/kg	15900	12700	8260	8820	8230	8900	15300	13500	11200
As	mg/kg	15,8	20,7	<10	<10	<10	<30	14,7	16,1	<10
B	mg/kg	<2	17,5	29,9	9,58	27,3	69,3	8,53	12,3	17
Ba	mg/kg	239	288	754	53,6	75,4	145	147	216	274
Be	mg/kg	1,36	1,09	1,22	0,732	0,843	1,37	1,14	1,22	1,35
Ca	mg/kg	6570	5940	6400	4740	6090	7840	5620	5920	6580
Cd	mg/kg	2,87	2,88	5,43	<2	<2	<6	2,64	3,61	5,45
Co	mg/kg	14,5	12,6	42,7	6,24	8,79	18,9	13,5	21,9	42,3
Cr	mg/kg	18,9	13	3,86	11,4	10,1	10,1	16,6	13,2	8,47
Cu	mg/kg	35,3	33,4	71,6	23,1	37,5	104	34,3	43,1	76,1
Fe	mg/kg	140000	2E+05	3E+05	41700	48200	44300	88000	163000	216000
K	mg/kg	333	311	265	319	393	597	358	308	272
Li	mg/kg	2,52	2,36	1,05	1,45	1,36	1,52	2,96	2,37	1,76
Mg	mg/kg	989	809	547	575	666	893	854	785	723
Mn	mg/kg	6710	7710	56400	240	288	424	4520	9600	22000
Mo	mg/kg	56,4	78,9	71,7	12,5	5,91	<6	30,3	44,1	37,2
Ni	mg/kg	31,6	32,8	125	11,3	27,4	62,3	31,6	51,4	95,8
P	mg/kg	979	785	592	546	752	1120	707	744	605
Pb	mg/kg	52,6	45,6	25,7	43,7	30,6	<30	42,1	41,3	25,3
Sn	mg/kg	<5	<5	<6	<6	<6	<10	<5	<5	<5
Sr	mg/kg	24,3	25,7	36,2	17,9	22,8	32,8	22,9	24,9	30,4
V	mg/kg	42,5	38,3	21,7	35,9	31,5	28,2	41,9	39,8	30
Zn	mg/kg	505	533	1510	173	312	716	424	633	892