

0-92174

Vannfylling av Wallenberg gruve, Løkken



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-92174	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3079	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Vannfylling av Wallenberg gruve	Juni 1994	NIVA 1994
	Faggruppe:	
	MILJØTEKNOLOGI	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Rolf Tore Arnesen	Sør-Trøndelag	
Kari Nygaard		
Eigil R. Iversen	Antall sider:	Opplag:
Bjørn Christensen	79	50
Arve Slørdahl, Løkken Gruber a.s. &Co		
Åse Bollingmo, Meldal kommune		

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Statens forurensningstilsyn	

Ekstrakt:

Etter at driften ble nedlagt høsten 1983, ble Wallenberg gruve i Løkken fylt med vann. Oppfyllingen pågikk frem til våren 1992, og en stor del av tiden fulgte NIVA vannkvaliteten i gruva med prøvetakinger i den vertikale Wallenberg sjakt. Kopperinnholdet i gruvevannet avtok sterkt og det var viktig å finne årsaken til denne endringen. Feltnålinger og laboratorieforsøk tyder på at utviklingen skyldes kjemiske prosesser som fører til at kopper adsorberes på pyritt og til dels sinkblende. Samtidig frigjøres noe jern og sink. pH i gruvevannet heves på grunn av basiske bergarter i sideberget.

Gruvas evne til å fjerne kopper benyttes ved at forurenset overflatevann fra Løkken føres inn i gruva, mens vann som har passert gruva pumpes ut fra Wallenberg sjakt. Utpumpet vann har til nå inneholdt betydelig mindre kopper enn det som fantes i vannet som er ført inn.

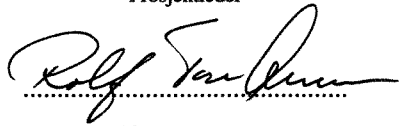
4 emneord, norske

1. Gruvevann
2. Tungmetaller
3. Vannfylling
4. Sør-Trøndelag

4 emneord, engelske

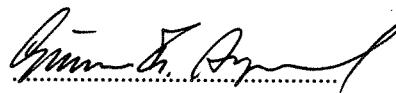
1. Mine Water
2. Heavy metals
3. Mine Flooding
4. Sør-Trøndelag

Prosjektleder



Rolf Tore Arnesen

For administrasjonen



Gunnar F. Aasgaard

ISBN 82-577-2540-1

Norsk institutt for vannforskning

O-92174
Vannfylling av Wallenberg gruve, Løkken

Oslo

Juni 1994

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Rolf Tore Arnesen
Kari Nygaard
Eigil R. Iversen
Bjørn Christensen
Åse Bollingmo, Meldal kommune
Arve Slørdahl, Løkken Gruber a.s.& Co

Innhold

Forord.....	5
1. Konklusjoner og sammendrag	6
2. Grunnlaget.....	9
2.1. Generelt	9
2.2. Bakgrunn for prosjektet.....	9
2.3. Prosjektets målsetning.....	10
3. Løkken Gruber	11
3.1. Beliggenhet og tidligere virksomhet	11
3.2. Gruvevannet	12
3.3. Geologi.....	12
3.4. Gruvene i Løkken.....	15
3.4.1. Generelt	15
3.4.2. Gruvetekniske forhold	16
4. Vannfylling av Wallenberg gruve.....	17
4.1. Bakgrunn	17
4.2. Forløp av vannfyllingen	17
4.3. Kjemisk måleprogram	19
4.4. Kjemiske analyseresultater	20
4.5. Diskusjon av kjemiske data.....	25
4.5.1. Hovedtrekk	25
4.5.2. Nivå 490	26
4.5.3. Nivå 430	26
4.5.4. Nivå 380	27
4.5.5. Nivå 340	27
4.5.6. Nivå 300	27
4.5.7. Sammenfatning	28
5. Tiltaksplanen.....	29
5.1. Generelt	29
5.2. Resultater	29
6. Bakteriologiske undersøkelser	34
6.1. Praktiske forsøk.....	34
6.1.1. Bakgrunn - hensikt med forsøkene	34
6.1.2. Prosessen	34
6.1.3. Utstyr og metoder	35
6.2. Resultater og diskusjon	37
6.2.1. Effekter på pH	38
6.2.2. Aluminium.....	39
6.2.3. Kalsium.....	40
6.2.4. Svovel	40
6.2.5. Effekter på red/oks-potensialet.....	41
6.2.6. Alkalitet/aciditet	41
6.2.7. Kopper	42
6.2.8. Sink.....	42
6.2.9. Jern	42
6.2.10. Næringssalter	43
6.2.11. Bakterievekst	43
6.3. Diskusjon av resultater og fremtidige muligheter	44
6.3.1. Bakterienes vekstvilkår	44

6.3.2. Betydningen av inokulum.....	45
6.3.3. Effekter på vannkjemi	45
6.3.4. Valg av organisk materiale og optimal dosering.....	45
7. Kjemiske laboratorieforsøk.....	47
7.1. Generelt.....	47
7.2. Kolonneforsøk med en kolonne	48
7.3. Forsøk med tre kolonner	49
7.4. Vurdering av resultatene	50
8. Sammenfattende diskusjon	51
9. Referanser	56
Vedlegg 1	58
Vedlegg 2.....	78

Forord

"Løkken-prosjektet" har foregått i et samarbeid mellom NIVA, Løkken Gruber A/S & Co og Meldal kommune. Særlig har samarbeidet med Løkken Gruber vært viktig både med informasjon om gruva, data om gruvevannet og praktisk hjelp med feltarbeidet i Løkken.

Bidraget om Løkkenfeltets geologi fra Åse Bollingmo og Arve Slørdahls beskrivelse av gruva har vært vesentlige for å forstå prosessen i gruvevannet.

Ved feltarbeidet har Løkken Grubers John Furuhaug vært til stor hjelp.

Vi benytter denne anledningen til å takke o.ing. Kari Kjøningsen, Statens forurensningstilsyn, for støtte og interesse for prosjektet, noe som bl.a. har resultert i muligheten for å videreføre dette faglig meget interessante arbeidet.

Brekke juni 1994

Rolf Tore Arnesen

1. Konklusjoner og sammendrag

Wallenberg gruve ble i 1984 avstengt fra resten av gruva i Løkken i Meldal kommune i Sør-Trøndelag, og oppfylling av gruverommene med vann startet. Etter ca. 2 år etablerte NIVA i samarbeid med Løkken Gruber en overvåking av vannkvaliteten i gruva. Etter hvert viste det seg at konsentrasjonen av kopper var betydelig redusert i gruvevannet, og det oppsto interesse for å finne årsaken til dette og eventuelt utnytte prosessen mer bevisst.

I et samarbeid mellom Løkken Gruber A/S & Co, Meldal kommune og NIVA ble det med støtte fra SFT i 1992 etablert et forskningsprosjekt som skulle bearbeide dette videre.

Prosjektets målsetning var ved etableringen:

- Skaffe mer kunnskap om prosessene som er årsak til at kvaliteten av gruvevannet er vesentlig forbedret.
- Med utgangspunkt i denne kunnskapen søke å opprettholde fellingsprosessene i Wallenberg gruve.
- Utvikle prosesser og utstyr med basis i erfaringene fra Løkken med henblikk på kommersiell utnyttelse.

Prosjektet har omfattet prøvetaking og analyse av vann fra en rekke dyp ned til ca. 450 m (nivå 490 m), forsøk med sulfatreduserende bakterier (SRB) og kjemiske laboratorieforsøk. Undersøkelsene har frembrakt kunnskap av stor interesse for en videre behandling av vannforurensning fra sulfidmalmgruver.

Tidligere var det lansert en teori om at endringen i gruvevannet kanskje kunne skyldes sulfatreduserende bakterier. Dette var fortsatt en aktuell mulighet da prosjektet ble etablert, men det var etter hvert kommet frem informasjon som ga mulighet for at utviklingen i gruvevannet kunne skyldes rent kjemiske prosesser.

En avklaring av dette var den viktigste målsetning i prosjektet fordi en kjemisk og en bakteriell prosess må vurderes forskjellig ved en eventuell fremtidig utnyttelse for rensing av gruvevann.

Undersøkelser viste at vannet i Wallenberg sjakt enkelt kan inndeles i to klart forskjellige typer - "overflatevann" - som renner direkte inn gjennom dagåpninger og "gruvevann" som har passert gjennom gruva og har hatt lengre tids kontakt med ulike bergarter. Reduksjon i kopperkonsentrasjonen ble kun registrert i gruvevann. I grensesjiktet mellom gruvevann og overflatevann er det for-tykning og vannbevegelser på grunn av varierende mengder inngående vann i gruva som fører til variasjon i vannkvaliteten. På store dyp var vannkvaliteten stabil.

- pH i gruvevannet er betydelig høyere enn det som var vanlig før vannfyllingen startet.
- Sulfatkonsentrasjonen har avtatt meget lite på de største dypene - nivå 490 og 430 m - og er antakelig omtrent som ved starten av oppfyllingen eller litt lavere.
- I alle dyp var kopperkonsentrasjonen betydelig lavere enn det som må antas å ha vært startkonsentrasjonen (ca. 500 mg Cu/l). Under nivå 380 var konsentrasjonen under 2 mg Cu/l og til dels betydelig lavere (0.1 mg Cu/l). Høyere oppe var kopperkonsentrasjonen mer variabel.

- Sinkkonsentrasjonen på nivå 490 og 430 m (1 - 4 g Zn/l) er antakelig høyere enn den som fantes i gruvevannet da oppfyllingen startet. Sinkinnholdet var særlig høyt i prøver med lavt innhold av kopper.

Ved bruk av myse som karbonkilde ga forsøk med sulfatreduserende bakterier (SRB) god utfelling av metallsulfider. En slik prosess har neppe ha hatt særlig betydning i Wallenberg gruve hittil, fordi tilgangen på organisk stoff har vært for liten. Dessuten virker lav pH og høye metallkonsentrasjoner hemmende på slik bakterievekst. Når forholdene legges til rette for en slik prosess, kan imidlertid dette bli viktig med tanke på fremtidig rensing av gruvevann. Videre arbeid med SRB i gruvevann vil bli gjennomført i 1994.

De kjemiske laboratorieforsøkene tok sikte på å undersøke virkningen av bergarter fra Wallenberg gruve på gruvevann. Forsøkene bekreftet teorien om at effektene som er observert i gruvevannet skyldes kjemiske prosesser. Forsøkene vil bli videreført i 1994.

Det viste seg etter hvert at de tre punktene i målsetningen stort sett besvares ved å finne svaret på det første punktet. Vurdering av analysedata sammen med kjemiske og biologiske laboratorieforsk fører til følgende konklusjoner med hensyn til årsaken til at kvaliteten på gruvevannet er vesentlig forbedret:

1. Surt gruvevann med høyt innhold av treverdige jern kommer i kontakt med pyritt. Dette fører til oksidasjon av svovel til sulfat i pyritt. Samtidig reduseres jern(III) til jern(II) og pH i gruvevannet går ned. Ved oksidasjonen av pyritt frigjøres noe jern.
2. Surt gruvevann kommer i kontakt med kalsium, magnesium og aluminiumholdige mineraler. Denne kontakten fører til at pH heves, og evt. treverdige jern felles ut.
3. Gruvevann med forhøyet pH (3 - 4) og med innhold av kopper reagerer med pyritt eller sinkblende. Kopper inngår i disse mineralene mens sink og noe jern frigjøres. Kopperkonsentrasjonen kan ved denne prosessen bli svært lav.

Siden endringene i gruvevannet primært er betinget av tilgangen på pyritt og basiske bergarter i gruva, er det ikke lett å se noen praktisk mulighet for å forbedre eller forlenge denne prosessen i Wallenberg gruve nå når den er fylt med vann. Kunnskapen om prosessen kan imidlertid få stor betydning for fremtidig behandling av gruvevann fra slike gruver.

Forbruket av pyritt og basisk bergart ved reaksjonene fører til at effekten av at vannet passerer gruva er tidsbegrenset. Hvor lenge det vil være tilstrekkelig materiale til å påvirke vannet i gruva kan ikke vurderes på grunnlag av datamaterialet som foreligger nå.

I prosjektperioden ble "Tiltaksplanen for Løkken-området" gjennomført. Dette førte til betydelige endringer av vannstrømmene til gruva ved at store mengder forurenset vann fra området utenfor ble ført inn. En vurdering av de virkninger dette fikk, inngikk ikke i det opprinnelige arbeidsprogrammet. Dette er likevel et så viktig spørsmål at det er gitt betydelig oppmerksomhet i rapporten.

Ved å føre forurenset vann fra gruveområdet i Løkken inn i Gammelgruva og å pumpe vann ut ved Wallenberg sjakt, får man en gjennomstrømning av forurenset vann i gruva, som tenkes brukt som

"renseanlegg" der hovedmengden av kopper skal bli holdt tilbake i gruva.

I en periode våren og sommeren 1993 ble mengde og kvalitet for tre vannstrømmer inn i Wallenberg gruve registrert. Tilsvarende registreringer er gjort for vannet som pumpes ut fra Wallenberg sjakt siden pumpingen startet i april 1992. Undersøkelsene til nå viser at midlere mengden av jern og kopper, som er pumpet ut, er betydelig mindre enn det som er ført inn i gruva. For sulfat og sink har det vært omtrent balanse mellom det som er ført inn og det som pumpes ut. Den årlige vannmengden som pumpes ut fra Wallenberg sjakt, svarer til det totale tilsiget av vann til gruva, mens den registrerte vannmengden inn i gruva er bare ca. 30 % av det utpumpede i måleperioden. Dette betyr at betydelige vannmengder finner veien inn i gruva uten at strømningsveier eller vannkvalitet er kjent. Ut fra materialbalansen for sulfat i måleperioden er det rimelig å anta at midlere innhold av forurensninger i dette vannet er forholdsvis lavt.

Det har hele tiden vært klare kvalitetsforskjeller på inngående og utgående vann i gruva. I de tre strømmene inn, er kopperkonsentrasjonen noe forskjellig, men ofte 100 mg Cu eller mer. I utpumpet vann har den gjennomgående vært mindre enn 10 mg Cu/l, bortsett fra noen dager i vårflommen 1993, da vannmengdene som gikk inn i gruva var ekstremt store.

Målingene i 1992/93 tyder på at vanntilsiget til gruva i måleperioden var gjennomsnittlig 5 - 600 000 m³/år.

Til nå er målsetningen i tiltaksplanen stort sett oppfylt, men det er en viss fare for at spesielt kopperkonsentrasjonen kan stige i årene som kommer. Det er særlig når store vannmengder føres inn i gruva at det har vært høye kopperverdier hittil. På lang sikt kan det bli en gradvis økning, og det er viktig at utviklingen registreres. Regelmessige prøvetakinger på flere dyp i Wallenberg sjakt anbefales også.

2. Grunnlaget

2.1. Generelt

Gjennom tiden har gruvene i Løkken hatt forskjellige eiere, og selskapene som har stått for driften har hatt forskjellige navn. I den foreliggende rapport ville det betydd et betydelig merarbeid å bruke det "riktige" navnet på selskapet i et gitt tidsrom. Vi har derfor valgt å bruke betegnelsen "Løkken Gruber" gjennom hele rapporten.

NIVA har arbeidet med vannforurensning fra gruveområdet siden 1974 da Løkken Gruber innførte selektiv flotasjon i oppredningen. Oppgavene i Løkken har vært mange og varierte, fra overvåking av avrenningen til vurdering av mulige tiltak mot forurensningen. Da driften i Wallenberg gruve var nedlagt og gruverommene ble fylt med vann, fikk NIVA i oppdrag å overvåke utviklingen i vannkvaliteten i dette gruvevannet.

Det viste seg at vannfyllingen førte til store endringer i gruvevannets kvalitet og det ble lansert flere teorier for hva endringen kunne skyldes. Med dette som utgangspunkt søkte Løkken Gruber, Meldal kommune og NIVA 10. juni 1992 SFT om støtte til et felles prosjekt for å studere utviklingen nærmere. I brev av 10. september 1992 ga SFT tilsagn om støtte til prosjektet "In situ behandling av gruveavløp i vannfylt gruve" med kr 510.000,-, som skulle dekke 50 % av prosjektkostnadene.

Søknaden til SFT var formelt fra Løkken Gruber med et vedlegg som spesifiserte NIVAs arbeid i prosjektet. Bakgrunn og målsetning for prosjektet er ut fra søknaden sammenfattet i de følgende avsnitt.

2.2. Bakgrunn for prosjektet

Undersøkelser foretatt av Løkken Gruber i samarbeid med NIVA i Wallenberg gruve på Løkken hadde vist at når gruva ble fylt, endret gruvevannet seg. Konsentrasjonen av enkelte metaller, særlig kopper og kadmium, gikk kraftig ned.

Det var påvist sulfatreduserende bakterier i vannet og det var mulig at de hadde medvirket til at metallkonsentrasjonen var gått ned.

Det var usikkerhet om den fellingsprosessen som ble påvist i Løkken ville fortsette i fremtiden uten tilsetning av næringsstoffer eller kjemikalier. Med grunnlag i det omfattende datamaterialet som forelå fra Løkken, skulle det utvikles mer kunnskap om den bakteriologiske/kjemiske prosessen som pågikk og om mulig finne tilsetnings-stoffer som kan opprettholde eller øke fellingsprosessen i gruvevannet.

Undersøkelsene skulle gi en samlet vurdering og analyse av et omfattende datamateriale og gi verdifull kunnskap om de prosesser som var i funksjon i gruva og i gruvevannet. Å bruke en hel gruve som fellingsreaktor for metallholdig vann var en ny idé.

Nytten av slik kunnskap er ikke begrenset til Løkken Gruber. Ved at forholdene her kan gis en solid faglig vurdering kan de prosesser som har hatt en gunstig virkning på vannkvaliteten i Løkken også utnyttes andre steder.

2.3. Prosjektets målsetning

Med bakgrunn i eksisterende data og nye laboratorieforsøk skulle prosjektet:

- Skaffe mer kunnskap om prosessene som er årsak til at kvaliteten av gruvevannet i er vesentlig forbedret.
- Med utgangspunkt i denne kunnskapen søke å opprettholde fellingsprosessene i Wallenberg gruve.
- Utvikle prosesser og utstyr med basis i erfaringene fra Løkken med henblikk på kommersiell utnyttelse.

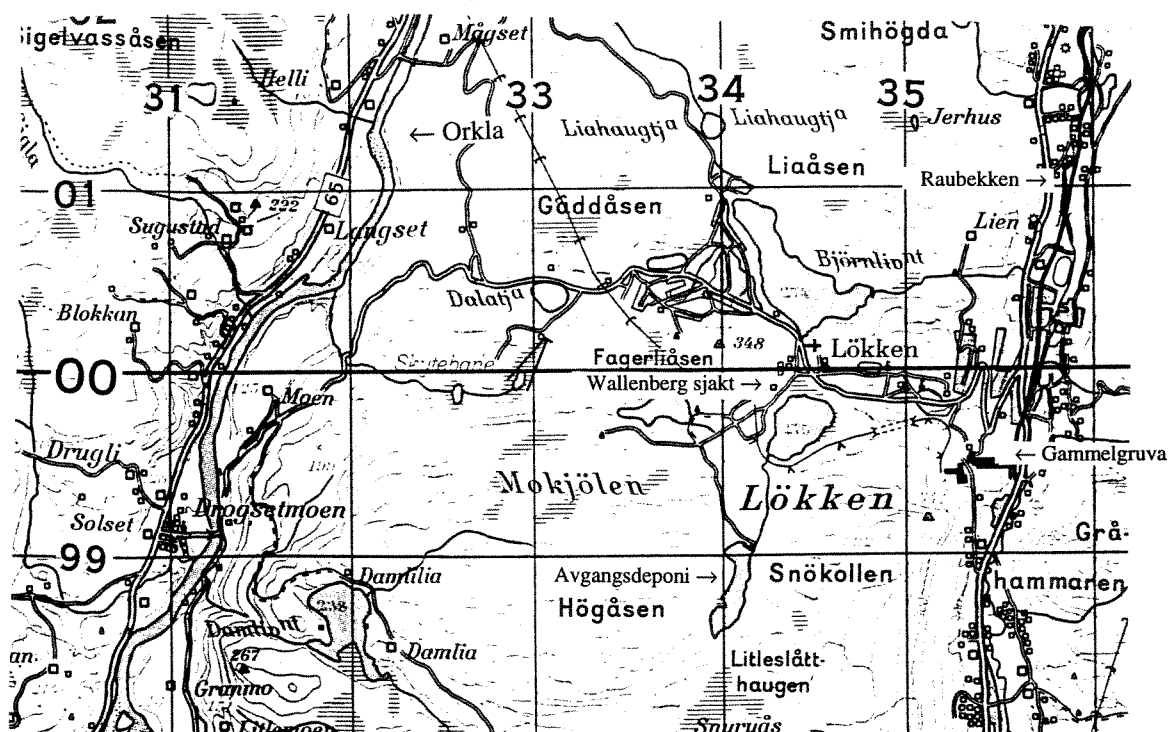
Prosjektet bygger også på det arbeid som er igang innen et prosjekt om anaerob felling, finansiert av Nordisk Industrifond, industripartnere og NIVA. Samlet kan disse prosjektene danne grunnlag for kommersiell utvikling av renseteknologi for metallholdig avrenning og avløpsvann.

Etter hvert som arbeidet med prosjektet kom i gang, ble den såkalte "Tiltaksplanen for Løkken-området" gjennomført, noe som hadde stor betydning for forholdene i Wallenberg gruve. På den tiden prosjektplanen ble formulert, var tiltaksplanen ikke gjennomført, og en vurdering av effekter av tiltakene inngikk ikke i programforslaget. Fordi dette etter hvert ble en viktig problemstilling i forhold til den fremtidige forurensningssituasjonen i området, ble slike vurderinger inkludert i arbeidet.

3. Løkken Gruber

3.1. Beliggenhet og tidligere virksomhet

Løkken Gruber ligger i Meldal kommune i Sør-Trøndelag (figur 1). Som det fremgår av figuren drenerer hele gruveområdet til Orkla. Praktisk talt all avrenning fra gruveområdet renner imidlertid først til den lokale resipienten Raubekken, som føres inn på innløpstunnelen til Svorkmo kraftverk.



Figur 1 Kartskisse over Løkkenområdet

Gruvdriften i Løkken startet i 1654, og frem til 1844 foregikk den på kopper, med røsting og smelting av koppermalm. I 1851 ble driften omlagt til kisdrift der kisen som ble eksportert, først og fremst var råstoff for svovelsyreproduksjon. I 1909 skjedde igjen en ny stor omlegging, der ny teknologi og nye prosesser medførte en betydelig økning av produksjonen. I perioden 1909-74 ble forskjellige oppredningsteknikker og videreforedlingsprosesser benyttet. Bl.a. ble det fra 1931 til 1962 produsert elementært svovel og koppermatte etter "Orkla-prosessen" av kopperholdig kis. Denne virksomheten foregikk i smelteverket i Thamshavn. Fra 1974 og frem til nedleggelsen i 1987 ble råmalmen oppredet ved selektiv flotasjon av kopper- og sinkkonsentrat, mens den svovelkisholdige avgangen ble deponert i dammen i Bjønndalen. Årlig ble det i denne tiden deponert ca. 250 000 tonn, tilsammen 3,25 mill. tonn avgang med en midlere sammensetning på 36,3% S, 0,24 % Cu og 0,32 % Zn.

Forurensningssituasjonen i Løkken har gjennom tidene vært meget komplisert, med flere ulike kilder til forurensning og til tider meget høye utslipp av tungmetaller. Avløpet fra Løkken omfatter gruvevann, sigevann fra velter og i perioder, avløp fra oppredningsverk samt avrenning fra avgangsdeponier. Den foreliggende rapport vil ikke omtale situasjonen i Løkken generelt, men bli

konsentrert om det som angår vannbalansen i Wallenberg gruve. En NIVA-rapport fra 1990 (Øren *et al.* 1990) gir en samlet oversikt over alle forurensningskilder i området og diskuterer deres innbyrdes betydning. Den nevnte rapporten tar også opp hvilke tiltak som kunne være aktuelle i området.

3.2. Gruvevannet

I en gruve med rom under dagåpningenes nivå vil det samle seg vann som må pumpes ut dersom gruva skal kunne drives. Dette gruvevannet har tre hovedkilder:

- Grunnvann som presses inn gjennom berggrunnen når gruverommene åpnes.
- Overflatevann som dels kommer inn gjennom åpne sprekkesoner fra gruva til overflaten, dels gjennom dagåpninger for ventilasjon, transport o. l.
- Driftsvann fra boremaskiner og annet driftsutstyr.

Frem til 1952 ble gruvevannet i Løkken ledet direkte til Raubekken. Dette gruvevannet ble etter hvert meget surt og tungmetallholdig, og mengden økte gradvis inntil den i perioden 1965 - 1984 var opp mot 600. 000 m³ årlig. Det foreligger ingen fullstendige analyser av dette vannet, men Løkken Gruber utførte et betydelig antall bestemmelser av pH, jern, kopper og sink. **Tabell 1** viser gjennomsnitt av disse analysersultatene fra årene 1961 - 75.

Tabell 1 Gruvevannets sammensetning. Middelerdi av analyser utført av Løkken Gruber 1961 - 75

Komponent	Enhet	Verdi
pH		2.3
Kopper	mg Cu/l	530
Sink	mg Zn/l	870
Jern	mg Fe/l	1529

I begynnelsen av 50-årene ble tungmetall-transporten fra Løkken-området så stor at den ble en fare for laksefisket i Orkla. I 1952 ble det derfor bygget en rørledning fra Løkken til Thamshavn for transport av gruvevannet. Frem til 1962 ble dette gruvevannet rensert ved at kopper ble felt ut som sulfid, før vannet ble sluppet ut i Orkdalsfjorden. Fra 1962 til utpumping av gruvevann opphørte i oktober 1983 gikk vannet urensert ut i fjorden. Det kan nevnes at bare gruvevannet i denne tiden representerte en koppertransport på mer enn 300 tonn pr. år. I tillegg kom transporten fra andre forurensningskilder i området.

3.3. Geologi

Malmforekomsten på Løkken var opprinnelig på omtrent 30 millioner tonn, og var dermed den største sink-kopper-sulfidmalmen som er funnet i Norge til nå. Topografisk er den plassert slik at den har et "utgående", dvs. at den kommer opp til overflaten i dalsiden vest for Løkken sentrum. Slik var det mulig å oppdage malmen så tidlig som i året 1654, uten hjelp av moderne malmløsningsverktøy.

Løkkenfeltet ligger i de norske kaledonidene. Geologisk består området av en invertert og foldet serie av vulkanske og sedimentære bergarter. Den vanligste vulkanske bergarten er grønnstein, som også er vertsbergart for malmen. Med i bildet hører ellers gabbro, vulkanske breksjer, jaspis, vasskis og felsitter. De sedimentære bergartene som er yngre, består av skifre, sandsteiner, konglomerater og kalksteiner. De opptrer ikke i umiddelbar nærhet av malmen.

Bergartene ligger lag på lag i en åpen, langstrakt skålforn med lengderetning øst-vest. Denne strukturen oppsto under den kaledonske fjellkjedefolding. De eldste bergartene lå opprinnelig under, men hele lagpakken ble invertert, slik at det nå er de yngste bergartene som ligger nederst. Løkkenmalmen ligger på den sørlige flanken i folden.

Malmen ble dannet på bunnen av et hav for ca. 450 mill. år siden. Vulkansk aktivitet hadde da forårsaket oppsprekking og forkastninger på bunnen, slik at havvannet trengte ned gjennom skorpen. I kontakt med de omgivene mineralene ble vannet anrikt på metaller, og som følge av temperaturgradienten ble det presset opp igjen. Nærmere havbunnen skjedde en kjemisk og mineralogisk omvandling av bergartene, sammen med en avsetning av sulfidmineraler. Først korn, så sammenhengende årer. Der det anrikede vannet strømmet ut på havbunnen ble den massive Løkkenmalmen dannet. Beregninger viser at malmdannelsen tok i størrelsesorden ti millioner år. Tilførselssonen har en karakteristisk sonering med hensyn til kjemi og mineralogi. Dette kan spores flere hundre meter fra malmen. Over malmen ble nye lavastrømmer avsatt. Disse er normale grønnsteiner med hensyn til kjemi og mineralogi. Opprinnelig var malmen trolig en sammenhengende horisont. Foldinger og forkastninger har ført til at den ble delt opp i flere, mer eller mindre sammenhengende linser.

Mineralogisk består massivmalmen hovedsakelig av svovelkis. Andre viktige sulfidmineraler er kopperkis og sinkblende. Kvartsinholdet er 12 - 14 %. Dessuten er små mengder blyglans, magnetitt, hematitt, bornitt og sølvmineralene tetrahedritt-tennantitt observert.

En gjennomsnittsanalyse av massiv Løkkenmalm er vist i tabell 3.

Tabell 3 Gjennomsnittsanalyse av massiv Løkkenmalm

Komponent	Enhet	Innhold
Svovel	% S	41.4
Jern	% Fe	37.5
Kopper	% Cu	2.2
Sink	% Zn	1.9
Selen	% Se	0.005
Nikkel	% Ni	0.008
Sølv	g/tonn Ag	16
Gull	g/tonn Au	0.2
Silisium	% SiO ₂	13.7
Kobolt	% Co	0.07
Mangan	% Mn	0.07
Arsen	% As	0.004
Bly	% Pb	0.02
Kadmium	% Cd	0.001

Metallinnholdet i malmen varierer mye, både i lengderetningen og over tverrsnittet.

Der metallfordelingen er undersøkt nærmere, er det funnet at det generelt er negativ korrelasjon mellom Cu- og Zn- innholdet. En malmprøve har aldri høyt innhold av begge metallene.

- Malmen er tydelig foldet og brukket opp i flere linser.
- En markert skyvesone ligger over malmen hele veien. Sonen er opptil flere meter mektig. Derav den lokale betegnelsen "leirsleppa". En regner med at bevegelsen langs sonen har vært flere kilometer, der deler av malmen kan være blitt kuttet vekk.

Malmen er omgitt av grønnstein og horisonter av jaspis og vasskis. Begge de to sistnevnte består hovedsakelig av kvarts (SiO_2). Grønnsteinen er den bergartstypen som opptrer med langt de største volumer. Denne finnes både over og under malmen og altså over hele Løkkenområdet.

Det er vanskelig å anslå noen gjennomsnittsgenhalt for grønnsteiner som kommer i kontakt med gruvevannet. Normale grønnsteiner kan imidlertid ha betydelig innhold av lettløselige karbonater. I tabell 4 og 5 er mineralogisk- og kjemisk sammensetning for en "normal" grønnstein vist.

Tabell 4 Eksempel på en "normal" grønnstein, av den typen som opptrer i ligg (under malmen). Volumprosent er bestemt ved mikroskopering av tynnslip. (Å. Bollingmo, diplom NTH 1980)

Mineral	Vol %	Kjemisk formel
Epidot	30	$\text{Ca}_2(\text{Al,Fe})_3\text{Si}_3\text{O}_{12}(\text{OH})$
Kloritt	30	$(\text{Mg, Fe, Al})_6(\text{Si, Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$
Karbonat	10	CaCO_3
Plagioklas	10	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8 - \text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$
Amfibol	20	Gruppe mineraler med kompleks kjemisk formel, utstrakt utbytting av atomer i krystallgitteret. Silikater med OH-gruppe tilknyttet krystallgitteret.

Tabell 5 Hovedelementkjemi i prøven som er beskrevet i tabell 4.

Komponent	Innhold %
SiO_2	50
Al_2O_3	15
Fe_2O_3	3
TiO_2	1
MgO	7
CaO	11
Na_2O	3
K_2O	0.2

I Wallenberg gruveområde er både normal, og mange varianter av omvandlet grønnstein tilstede så det er svært vanskelig å anslå en gjennomsnittsgenhalt for hele området.

3.4. Gruvene i Løkken

3.4.1. Generelt

Gjennom hele rapporten er dyp i gruva angitt som nivåer i forhold til et fast punkt (325,97 moh), ca. 40 meter over det nivå som bl.a. har vært utgangspunkt for prøvetaking o.l. i Wallenberg sjakt.

Dette er i overensstemmelse med den referanse Løkken Gruber har benyttet i planer, oversikter og beskrivelser.

Plan og lengdesnitt over Wallenberg gruve og de eldste gruvene i Løkken er vist i vedlegg 2.

Totalt har gruva en lengde på ca. 4 km og største dyp er ca. 1000 m i Astrup sjakt. I den delen av gruva som er omtalt i den foreliggende rapport, er største dyp noe over 450 m. Under arbeidet i Wallenberg sjakt er det tatt prøver ned til nivå 490.

Malmen er massiv og svært finkornet. Mektigheten og bredden er henholdsvis opptil 60 m og 400 m (gjennomsnitt 50 m og 150 m). Den samlede lengden er 4 km. Malmen faller 30 grader mot nord og lengdeaksen har en stupning på 10 - 20 grader mot vest.

Malmen er delt i tre adskilte linser, som vanligvis er omtalt som Hovedmalmen, India og Bakindia, der Hovedmalmen lå under de to andre malmkroppene.

Gruva er åpnet i øst med en horisontal stoll i Gammelgruva på nivå 120, Gammelsjakta som går i lodd ned til nivå 300 og Fearnley sjakt, som er en 45° skråsjakt til nivå 300. Midt i gruveområdet ligger Wallenberg sjakt som er en loddsjakt som går ned under nivå 480.

Tabell 2 Hovednivåer i Wallenberg gruve. x betegner at dypet eksisterer og evt. at det er kommunikasjon

Nivå	Wallenberg sjakt	Fearnley sjakt	Kommunikasjon Wallenberg - Fearnley
120		x	
170	x	x	x (ras)
200	x	x	x (ras)
250	x	x	
300	x	x	x
380	x		
430	x		

Mektigheten av India- og Bakindiamalmen var mellom 5 og 10 m, mens Hovedmalmen hadde tverrsnitt helt oppe i 50 x 70 m, noe som er sjelden stort selv i verdensmålestokk.

3.4.2. Gruvetekniske forhold

Malmen ble i hovedsak brutt ved magasinbrytning. Det vil si at det ble drevet ut brytningsrom helt fra heng (overkant av malm) til ligg (underkant av malm) på tvers av malmlinsen og med rombredde på 18 m (i malmlinsens lengderetning). 9 meters pillarer ble så satt igjen mot neste brytningsrom, slik at 1/3 av malmen ble stående igjen i pillarer som skulle stabilisere gruva.

Når magasinene var tømt ble pilarene fjernet for å få en bedre utvinning av forekomsten. Denne pilarbrytningen ble drevet i så stor utstrekning at gråberget over malmen begynte å gå i ras. Etter hvert ble store deler av brytningsrommene i Wallenberg fylt med rasberg.

Når hengfjellet over hovedmalmen gikk i ras fortsatte raset i flere områder oppover til Indiamalmen. Dette medførte at hovednivå 200 raste ut mellom profil 43 og 46 (vedlegg 2) allerede i 1937. Det raste ytterligere østover i profil 42 i 1946. Dette vil i praksis si at nivå 200 mellom Fearnley og Wallenberg er rast sammen og ikke har åpen forbindelse. Det må likevel antas at vann fra den østlige del av gruva kan nå frem til Wallenberg sjakt gjennom noen av disse rasområdene.

Nivå 170 som går under Indiamalmen raste ned i mot hovedmalmstrossene mellom profil 19 og 20 høsten 1971. I den forbindelse ble det kjørt store mengder gråberg ned i gruva og fylt i strossene ved siden av rasområder for å unngå at raset spredte seg videre. Det vil si at det i dette området (se bilag 2) er mange brytningsrom oppfylt med gråberg. Disse gruverommene fylt med gråberg kan oppfattes som store reaktorer der gruvevannet kan få god kontakt med store flater av gråberg.

Vest for Wallenberg sjakt er også store områder med gråberg rast inn fra hengfjellet, slik at også dette området kan oppfattes som en enorm reaktor, fylt med grønnstein.

Det eneste hovednivå med direkte forbindelse mellom Fearnley sjakt og Wallenberg sjakt, hvor det ikke er rast inn gråberg er nivå 300.

To viktige forhold vedrørende gruverommene kan trekkes frem:

1. 50 - 70 % av gruverommene i Wallenberg gruve er fylt av innrast gråberg, slik at store deler av gruva kan betraktes som en reaktor med grønnstein.
2. Det innraste gråberget ligger mange steder i rasvinkel for tørr stein i luft. Ved vannfylling av gruva endrer stabiliteten av det innraste materialet seg så mye at det sannsynligvis har skjedd undersjøiske ras, som kan ha forstyrret vannstrømmer og virvlet opp slam.

4. Vannfylling av Wallenberg gruve

4.1. Bakgrunn

Gruvedriften i Løkken fortsatte mot vest og i dypet. og i 1972 ble Astrup sjakt, som går ned til ca. 1000 m, åpnet. Da malmreservene etter hvert tok slutt i Wallenberg gruve ble denne delen av gruva skilt fra virksomheten i Astrup med betongpropper i alle åpninger som forbant de to deler av gruva.

Da all virksomhet i Wallenberg var lagt ned, ble gruva forlatt og pumping av vann sluttet 10. oktober 1983. Gruva ble dermed gradvis fylt med vann. Motiveringen for denne vannfyllingen var tosidig. Ved å slutte å pumpe vann, oppnådde man en viss besparelse, ved at bl.a. drift og vedlikehold av pumper og annet utstyr falt bort. Like viktig var kanskje den miljømessige side av saken. Allerede i 1976 hadde NIVA utarbeidet en rapport (Arnesen 1976), som konkluderte med at overløpet fra Wallenberg gruve ville bli betydelig mindre forurenset enn det gruvevannet man på den tiden hadde. I tabell 6 er forventet sammensetning av fremtidig gruvevann listet.

Tabell 6 Anslått sammensetning av gruvevann ved naturlig overløp i Wallenberg gruve. (Arnesen 1976)

Komponent	Benevning	Konsentrasjon
pH		3.7
Sulfat	mg SO ₄ /l	17
Jern	mg Fe/l	5
Kopper	mg Cu/l	0.8
Sink	mg Zn/l	1 - 2

Konklusjonen i rapporten fra 1976 bygget imidlertid på følgende forutsetninger:

- Tilgang på oksygen er begrensende faktor ved oksidasjon av kisminaler
- Det er mulig å holde et konstant vannspeil i gruva og at det ikke foregår lekkasjer under dette nivå.
- Mengden surt gruvevann fra nivåer som ligger over de vannfylte områdene er ubetydelig.

Det må her nevnes at flere av disse forutsetningene ikke er oppfylt slik forholdene etter hvert er blitt. Dette vil bli nærmere omtalt i rapporten.

4.2. Forløp av vannfyllingen

Vannfyllingen av Wallenberg gruve startet ved at pumping av gruvevann stanset 10. oktober 1983. Gruvevolumet opp til nivå 430 var da allerede fylt med vann. Vanntilsiget til gruva var på denne tiden anslått til 500 - 600.000 m³/år. Volumet av gruverom som skulle fylles er i et notat av 3. februar 1993 fra Løkken Gruber anslått til 6.292.250 m³ under nivå 125 hvor det i tilfelle ville blitt naturlig

overløp. Notatet angir også en fordeling av volumet med dypet, slik at det er mulig å beregne en oppfyllingskurve ut fra ulike vanntilsig. Figur 2 viser kurver for vannstand mot tid både teoretisk og målt.

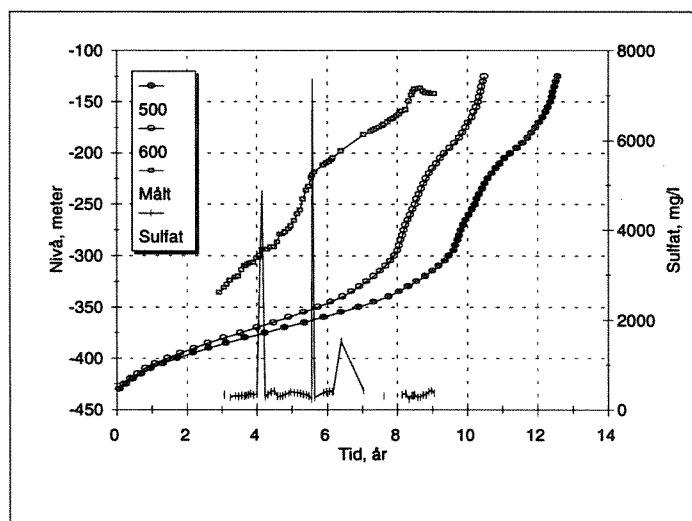
Figuren viser at oppfyllingen har gått litt raskere enn det ble antatt ved starten. Det må enten bety at gruvevolumet er litt mindre enn beregnet eller at vanntilsiget har vært noe mer enn 600 000 m³ i året.

I tiden fra oktober 1983 til august 1987 foregikk det pumping av ca. 55 000 m³ vann fra Astrup sjakt til Wallenberg årlig. Etter at driften i Løkken Gruber ble lagt ned i 1987 ble det årlige volumet redusert til 35 000 m³ fram til november 1989 da all pumping opphørte. Vannet fra Astrup gruve ble hele tiden pumpet inn i Wallenberg på nivå 380.

Total vannmengde som er pumpet inn fra Astrup sjakt, svarer til et volum på 290 000 m³ eller ca. halvparten av det årlige tilsiget. Dette reduserer forskjellen mellom teoretisk kurve ved 600 000 m³/år og målte verdier, men det er fortsatt en tidsforskjell på ca. 1 år mellom målt og beregnet.

Undersøkelser av gruvevannet under oppfyllingen viste at det skjedde en gunstig utvikling. Dette førte til at Løkken Gruber utarbeidet en "Tiltaksplan for Løkken-området", som foreslo at gruvevannet skulle pumpes ut fra Wallenberg sjakt, ved å plassere en pumpe på nivå 150 og styre vannivået i gruva i området 130 - 140 m.

Det pumpede gruvevannet slippes i dag ut i Fagerlivatnet, og renner derfra gjennom Bjørnlivatnet til Raubekken.



Figur 2 Vannfylling av Wallenberg gruve.

Kurvene merket 500 og 600 viser teoretisk forløp av oppfyllingen ved h.h.v 500 og 600 000 m³/år. Målt = målte nivåer, mens Sulfat viser sulfatkonsentrasjonen i vannoverflaten i mg/l.

I forbindelse med tiltaksplanen ble det også foreslått å føre en del overflatevann og grunnvann, som var forurenset av sig fra velter, inn i Gammelgruva. Passasjen gjennom gruva ble i tiltaksplanen antatt å være gunstig for innhold av tungmetaller, særlig kopper, i gruvevannet.

Utviklingen i gruvevannets kjemi og kvaliteten på det utpumpede gruvevannet vil bli nærmere omtalt i

de følgende kapitlene.

Pumping av vann fra Wallenberg sjakt startet i april 1992, mens overføring av vann fra veltene til Gammelgruva skjedde mer gradvis. Pumping av dreisvann som var det siste leddet i denne prosessen, startet i august 1992.

Den økede vannmengden kombinert med pumping av vann fra Wallenberg sjakt, fører til store endringer i det hydrauliske systemet i Wallenberg gruve. Vi har i behandlingen av data og ved vurdering av de prosesser som foregår i gruvevannet, sett på forholdene før og etter at pumpingen startet hver for seg.

4.3. Kjemisk måleprogram

NIVA har arbeidet med kontroll og overvåking av avrenningen fra gruveområdet i Løkken til Orkla siden 1974. Fordi gruvevannet i den første tiden ble ført til Orkanger med utslipp i Orkdalsfjorden, inngikk ikke analyse av dette vannet i undersøkelsesprogrammet.

Da gruvevannet ikke lenger ble samlet opp og pumpet ut kontinuerlig, ble det, etter hvert som vannstanden i gruva steg, inhomogent. Tetthetsforskjeller førte til lagdeling av vannet i sjakten, og prøver som ble tatt ut, hadde derfor en helt annen sammensetning enn det opprinnelige gruvevannet. Direkte sammenlikninger av vannkvalitet fra før vannfyllingen startet er derfor umulig, og å karakterisere endringer i vannkvaliteten i løpet av oppfyllingen kvantitativt er også vanskelig.

Som tidligere omtalt, ble det fra 1983 til 1987 årlig pumpet ca 55.000 m³ vann fra Astrup gruve til Wallenberg gruve. Frem til høsten 1989 fortsatte pumpingen, men mengden var da redusert til ca. 35.000 m³/år.

I forhold til den totale vanntilførselen var denne vannmengden fra Astrup så liten ($\leq 10\%$ av total) at den antakelig ga lite utslag i den generelle vannkvaliteten i Wallenberg sjakt. Lokalt i det dypet utslippet foregikk kan dette imidlertid ha hatt betydning. I forhold til det vannet som stort sett fantes i Wallenberg sjakt i denne tiden, ville vannet fra Astrup gruve bidratt til en øket forurensning.

Da vannfyllingen hadde pågått i nesten 2 år (september 1986) ble NIVA engasjert av Løkken Gruber til å overvåke gruvevannets kvalitet, ved prøvetakinger i Wallenberg sjakt. Denne overvåkingen har stort sett foregått ved at NIVA to ganger i året har tatt prøver på forskjellig dyp i sjakten. I tillegg har Løkken Gruber tatt prøve av overflatevannet i sjakten hver måned. Denne overvåkingen har fortsatt frem til høsten 1993.

Frem til pumpingen startet i april 1992 var det etter dette programmet tatt ialt 126 vannprøver. Av disse var 80 prøver tatt av NIVA ved de i alt 13 gangene det er gjennomført befaringer med prøvetaking. Antall prøver ved hver prøvetaking varierer bl.a. med vannivået i gruva, men det maksimale antall dyp ved en prøvetaking har vært 15. De øvrige 46 prøvene er tatt som overflateprøver av Løkken Gruber. Disse overflateprøvene sier imidlertid lite om utviklingen av vannkvaliteten i de dypere områdene av gruva.

Prøvetakingen i Løkkengruva har stort sett skjedd uten problemer. Det har riktignok forekommet at vannhenteren er gått tapt i gruva fordi den er blitt sittende fast i sjakten, men som regel har arbeidet gått som forutsatt. Ved de fleste prøvetakingene, som omfatter mer enn overflatevannet, er det benyttet en Ruttner vannhenter. Den åpnes slik at vannet kan strømme uhindret gjennom den mens den føres ned i sjakten i enden av en stålvaier. På ønsket dyp utløses prøvetakeren med et lodd som løper langs vaieren.

Tabell 7 Kjemisk analyseprogram for vannprøver fra Wallenberg sjakt, Løkken

Komponent	Program	Komponent	Program
Temperatur	Hoved	Toverdig jern	Sekundært
pH	-- " --	Mangan	-- " --
Konduktivitet	-- " --	Kobolt	-- " --
Sulfat	-- " --	Nikkel	-- " --
Kalsium	-- " --	Titan	-- " --
Magnesium	-- " --	Vanadium	-- " --
Aluminium	-- " --	Silisium	-- " --
Totalt jern	-- " --	Bly	-- " --
Kopper	-- " --	Krom	-- " --
Sink	-- " --	Barium	-- " --
Kadmium	-- " --	Arsen	-- " --

I noen tilfeller er prøvetakingen foretatt med en BAT-hydroprober. Dette er en prøvetaker som gjør det mulig å ta prøver på store dyp, uten at vannkvalitet eller gassbalanse endrer seg når prøven kommer til overflaten. Vannprøven tas da ut i en glass- eller stål-ampulle som på forhånd er pumpet tom for luft og utløsning av prøvetakeren skjer med trykkluft gjennom en slange.

Prøvene fra Wallenberg sjakt er analysert etter litt forskjellige analyseprogram. Det skyldes ikke minst at det i løpet av den tiden undersøkelsene har foregått har vært en utvikling i analysemetodikk som har gitt nye muligheter. Tabell 7 viser hvilke analysevariable som har inngått i programmet over tid.

Hovedprogrammet er gjennomført på de fleste prøvene. Bare på et fåtall prøver mangler noen av disse komponente. Fordi det ble enklere å utføre analyser på en rekke elementer da vi i januar 1992 gikk over til ICP-metoden ble programmet utvidet med en del elementer som det ikke har vært vanlige å bestemme her i landet tidligere (Sekundært program tabell 7).

4.4. Kjemiske analyseresultater

I tabellene 14 -17 i vedlegg 1 er data fra "hovedprogrammet" gjengitt. I tabellen er materialet delt opp etter visse kriterier som begrunnes nærmere i pkt 5.5 "Diskusjon av kjemiske data". Data fra det "sekundære" analyseprogrammet gir foreløpig så ufullstendig bilde at det ikke er gjengitt i den foreliggende rapport. Materialet vil være tilgjengelig for spesielt interesserte og vil bli nyttig i en fremtidig beskrivelse av gruveforurensninger her i landet.

I figurene 3 - 7 er analyseresultatene for sulfat, kopper og sink gjengitt grafisk for alle prøver som foreligger fra nivåene 300 - 490 m. At tilsvarende presentasjon ikke er gjort for prøver fra mindre dyp, skyldes bl.a. at antall prøver, bortsett fra overflateprøver, er lite.

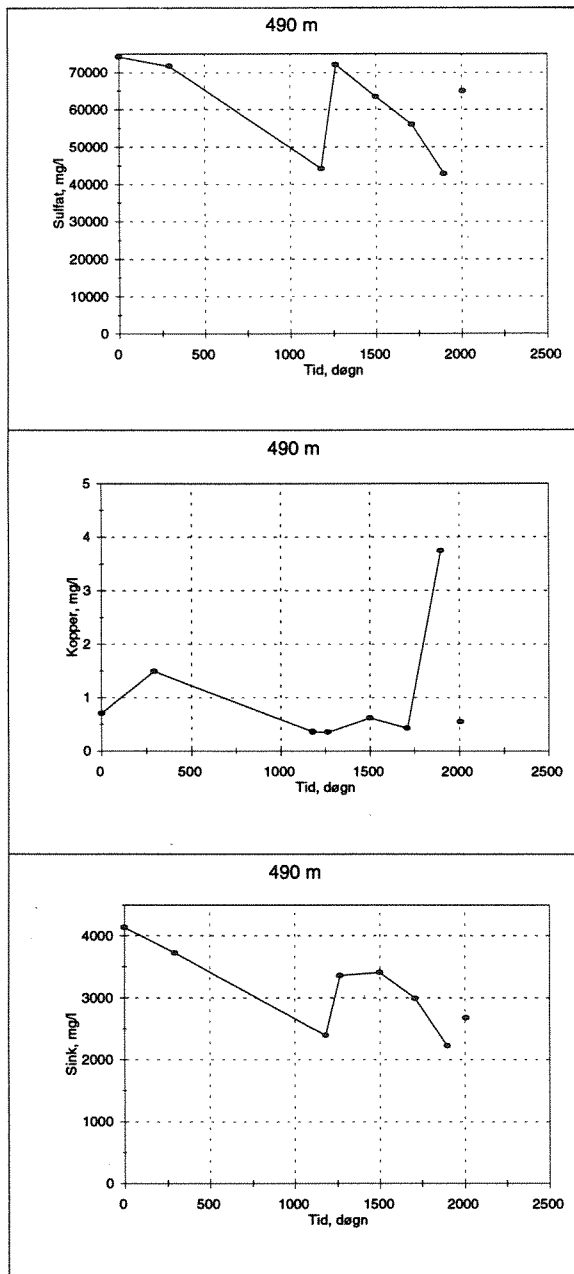
Sammensetningen av gruvevannet har variert sterkt over tid, og de uttatte prøvene har vært dels praktisk talt upåvirket overflatevann og dels meget konsentrerte saltløsninger. Analyse av slike sett av vannprøver stiller store krav til metoder og prøvebehandling. Blant så mange prøver er det en viss fare for at enkelte prøver får feil behandling eller at analysen er beheftet med tilfeldig eller systematisk feil. Det bør derfor ikke legges for stor vekt på enkeltverdier som avviker fra det mønster som hovedmaterialet viser.

Ved vurdering av kjemiske likevektsprosesser er det dessuten viktig å være oppmerksom på at den høye ionestyrken fører til at grunnleggende teorier, som bygger på forholdene i fortynnede løsninger, ikke lenger gjelder.

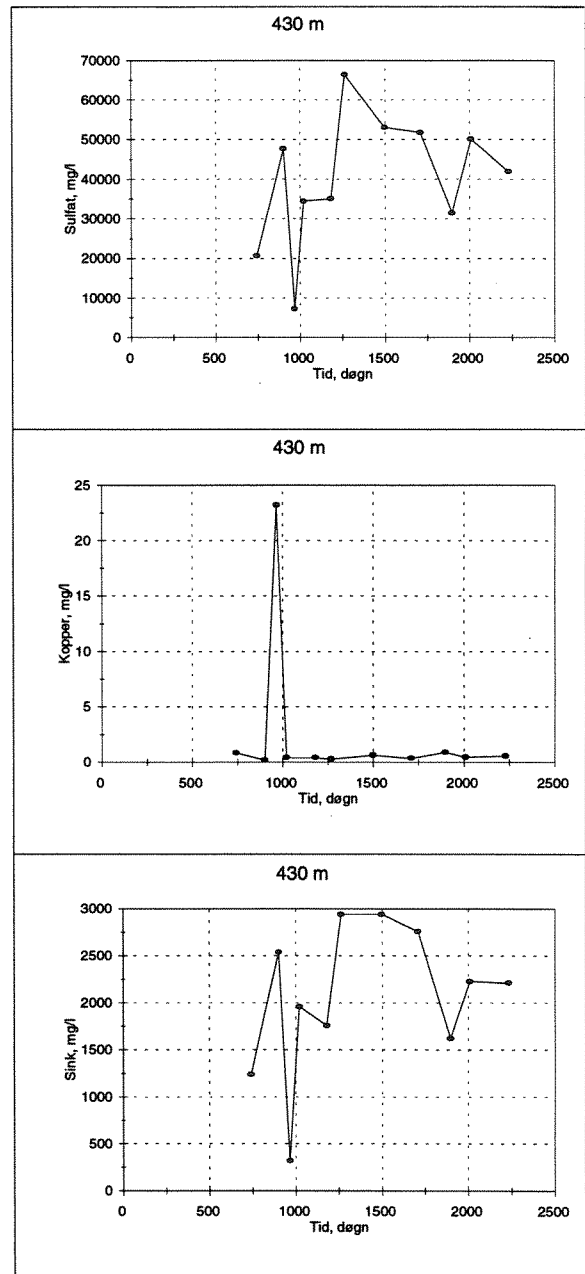
I nivåer over 300 m var gruvevannet betydelig påvirket av overflatevann, under oppfyllingen. Variasjonene var svært store og de viste liten systematikk. Sulfatkonsentrasjonen i overflatevannet i Wallenberg sjakt er vist i figur 2. Bortsett fra noen høye verdier ved nivå 300 m i november og desember 1987 og ved nivå 200 i mars 1990, har sammensetningen av vannet i overflaten vært relativt stabilt. Da vannet nådde de to nevnte nivåene steg konsentrasjonen av sulfat og tungmetaller betydelig. Dette kan henge sammen med at det ved disse to nivåene er direkte kommunikasjon mellom Wallenberg sjakt og den gamle delen av gruva.

Innpumping av gruvevann fra Astrup sjakt foregikk på nivå 380 i den første tiden. Det er må derfor ikke legges for stor vekt på analyseresultatene fra dette nivå når prosesser i Wallenberg gruve skal vurderes.

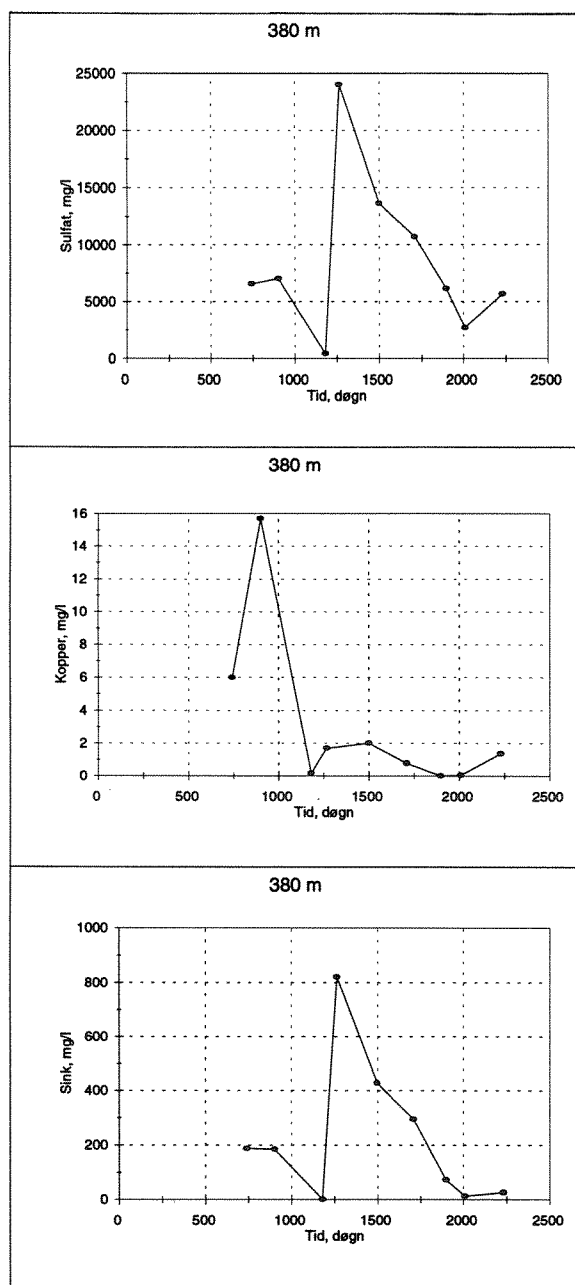
Å vurdere utviklingen i gruvevannskvaliteten i Løkkengruva er en komplisert oppgave. Det foreligger et stort antall data (mer enn 1000 tall) som alle gir "enkeltbilder" av vann som synes å ha vært i stadig forandring, dels på grunn av kjemiske reaksjoner, dels ved fortynning og dels ved bevegelse i det store systemet av rom som Løkkengruva er. En nærmere diskusjon av dette blir gjort i de følgende kapitlene.



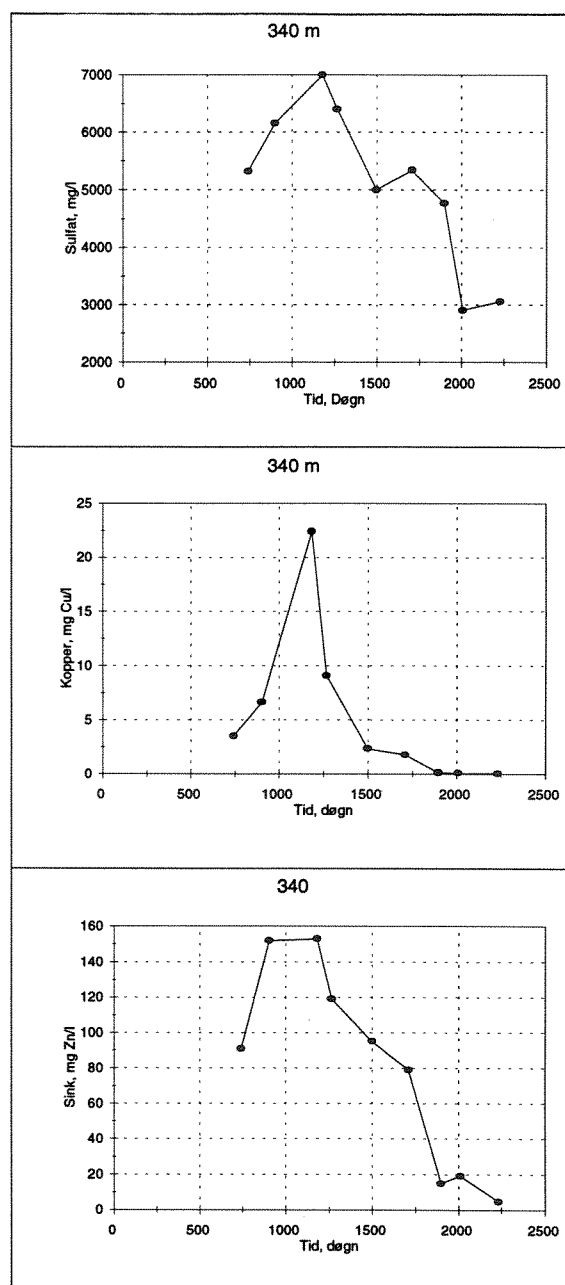
Figur 3 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt. Sulfat, kopper og sink fra 490 m.



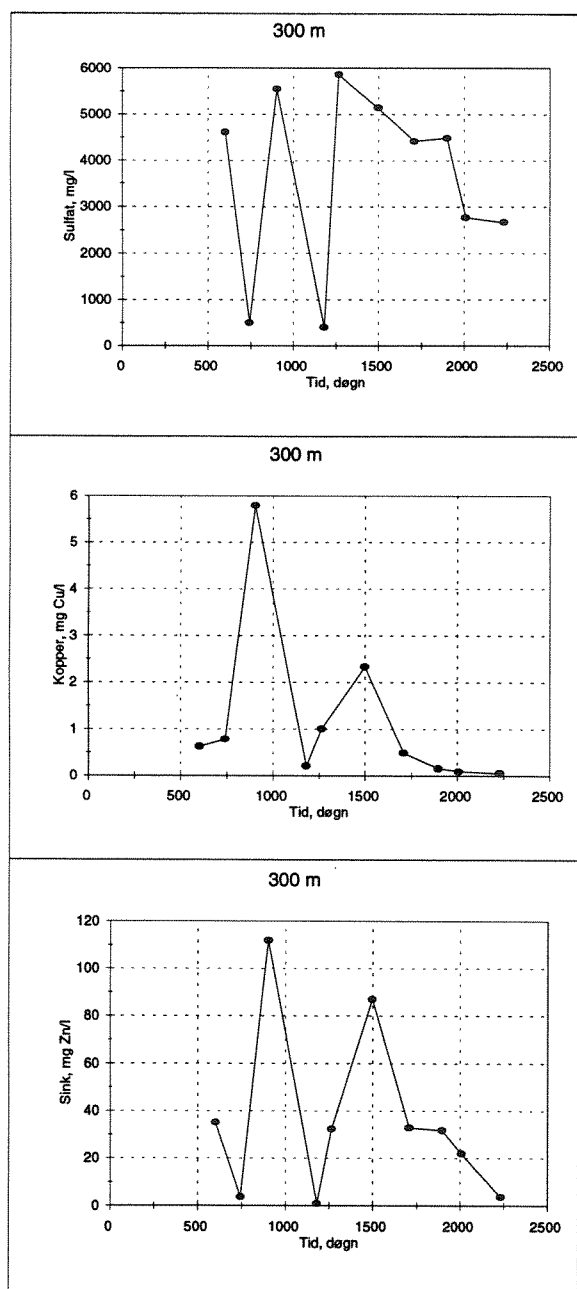
Figur 4 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt. Sulfat, kopper og sink fra 430 m.



Figur 5 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt. Sulfat, kopper og sink fra 380 m.



Figur 6 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt. Sulfat, kopper og sink fra 340 m.



Figur 7 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt. Sulfat, kopper og sink fra 300 m.

4.5. Diskusjon av kjemiske data

4.5.1. Hovedtrekk

Som nevnt er datamaterialet fra Wallenberg gruve meget stort (> 4000 enkeltverdier) og til dels inhomogent, og uten systematisk oppdeling vil det være vanskelig å se grunnleggende egenskaper i materialet. Ut fra dette ble det gjort en enkel bearbeiding av materialet med prinsipal komponent analyse (PCA) ved hjelp av EDB-programmet UNSCRAMBLER. Uten å gå nærmere inn på metoden her, viste det seg at materialet kunne deles i to hovedgrupper med klart ulike egenskaper.

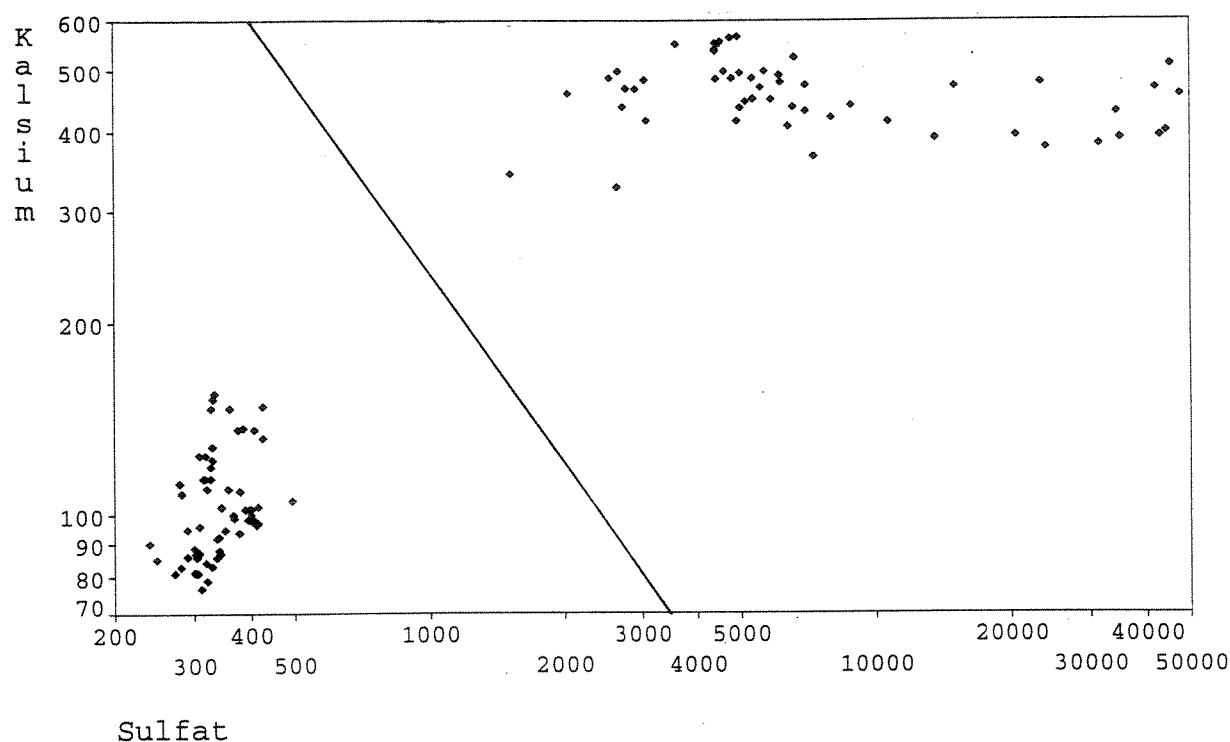
Ved en nærmere gjennomgang av materialet viste det seg at den ene gruppen omfattet overflatevann (regn- og smeltevann) som antakelig er kommet inn direkte gjennom dagåpninger i rasområdet nær Wallenberg sjakt. Den andre gruppen var gruvevann som høyst sannsynlig har passert gjennom en større del av gruva før det når fram til Wallenberg sjakt.

En fremtredende egenskap som skiller disse to gruppene fra hverandre er kalsiumkonsentrasjonen. Figur 8 viser dette grafisk. Linjen i diagrammet representerer løselighetsproduktet for gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

Gips har en begrenset løselighet i rent vann, styrt av følgende likning:

$$C_{\text{Ca}^{++}} \cdot C_{\text{SO}_4^-} = 2 \cdot 10^{-5} = L_{\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}}$$

der $C_{\text{Ca}^{++}}$ og $C_{\text{SO}_4^-}$ er de molare konsentrasjoner av ionene Ca^{++} og SO_4^- i løsningen og $L_{\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}}$ er løselighetsproduktet for gips. Dette løselighetsproduktet er i figur 8 representert ved den rette linjen.



Figur 8 Log/log diagram for kalsium mot sulfat i vannprøvene fra Wallenberg sjakt. Den rette linjen representerer løselighetsproduktet for gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)

Punktene under og til venstre for linjen i figur 8 representerer overflatevann der konsentrasjonen av kalsium og sulfat er langt under grensen for løseligheten av gips. Punktene over og til høyre for linjen gjelder gruvevann som er overmettet på kalsium og/eller sulfat i forhold til gips. Vi har valgt 200 mg Ca/l som skille mellom de to gruppene i den videre vurderingen av datamaterialet. Figur 8 viser at det da ikke er tvil om hvilken vanntype en gitt prøve i det aktuelle datamaterialet tilhører. Det kan nevnes at den høye konsentrasjonen av kalsium og sulfat som er funnet i gruvevannet, er kjemisk interessant og hadde fortjent et nærmere studium. En slik videreføring faller imidlertid utenfor rammene for denne rapporten.

I tabellene 15 - 18 i vedlegg 1 er alle data presentert med en gruppering basert på denne grensen på 200 mg Ca/l.

I den videre bearbeidning av data er det lagt liten vekt på prøvene av overflatevann. De er ikke av interesse for å bedømme fremtidig utviklingen av gruvevannet, og de bidrar lite til å forklare de endringer i vannkvaliteten som har skjedd til nå. For de fleste komponenter har overflatevannet en forynnende virkning på vannet i sjakten når det skjer en innblanding.

Ut fra en slik vurdering er vannkvaliteten på de enkelte nivåene i Wallenberg sjakt diskutert i det følgende.

4.5.2. Nivå 490

Utviklingen i vannkvalitet ses best av figur 3.

Det er antatt at sulfatkonsentrasjonen i gruvevannet ved starten av oppfyllingen var meget høy. Hvor høy den var er det imidlertid vanskelig å avgjøre. De første prøvene som ble tatt i sjakten ble først tatt mer enn 2 år etter at oppfyllingen startet. På det største dypet - nivå 490 m - var sulfatkonsentrasjonen da ca. 70 g SO₄/l - en ekstremt høy verdi. Etter denne tid har konsentrasjonen variert en del, men den har hele tiden vært svært høy (> 40 g SO₄/l).

Når det gjelder kopper og sink har konsentrasjonene også vært gjennomgående stabile, d.v.s. at de med få unntak har variert med utslag på mindre enn 50 %. For sink har konsentrasjonen gjennomgående vært høy, og antakelig stort sett høyere enn i det opprinnelige gruvevannet. For kopper er bildet helt anderledes. Kopperkonsentrasjonen har under oppfyllingen vært betydelig lavere enn den antatte startkonsentrasjonen. Når vi ser bort fra en noe høyere verdi (3,7 mg Cu/l) 28. november 1991 har konsentrasjonen har vært stabil hele tiden.

4.5.3. Nivå 430

Figur 4 viser sulfat, kopper og sink.

Vannkvaliteten over nivå 490 viser betydelig større variasjon i løpet av oppfyllingstiden. På nivå 430 m varierer sulfat maksimalt med en faktor på 7, sink med en faktor på ca. 10, mens høyeste kopperverdi er mer en 25 ganger så høy som laveste. En så høy verdi er bare påvist en gang og kan skyldes prøvetaking eller analysefeil.

At konsentrasjonene varierer mer høyere opp i gruva må skyldes vannbevegelser i gruva, slik at vann fra forskjellige områder gjør seg mer gjeldende. Variasjonen er ikke åpenbart systematisk, og det er ingen påviselig trend i utviklingen på nivå 430.

4.5.4. Nivå 380

Figur 5 viser vannkvaliteten på nivå 380 over tid.

På dette nivået er absoluttverdiene for sulfat og sink betydelig lavere enn det som ble funnet på større dyp, men den relative variasjonen over tid er stor. For kopper er variasjonen også stor, men her kan det se ut som om verdiene er litt høyere enn lengre nede.

Mens det ble pumpet vann fra Astrup sjakt til Wallenberg sjakt, ble dette vannet ført inn på nivå 380. Noen analysedata for vannet fra Astrup sjakt er vist i tabell 8.

Tabell 8 Analyseresultatet for vann fra Astrup sjakt.

Dato	pH	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Mag- nesium mg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l	Jern µg/l	Kad- mium µg/l	Alu- minium mg/l
08.03.88	2.71	1230	112	34.8	26.4	119	139	340	17.9
06.06.88	2.68	1390	95.8	34.2	31.1	117	125	360	21.6
05.09.88	2.67	1235	120	51	34.3	115	172	330	20.2
01.11.88	2.73	1410	103	42.8	34.5	112	181	350	18.9
01.02.89	2.86	1750	170	87	22.5	84	151	260	
03.04.89	2.8	1160	101	40	26.7	97	150	310	
02.06.89	2.74	1440	116	46	34.4	120	172	380	21.9
01.09.89	2.57	2960	214	89	60.8	232	459	740	
02.10.89	2.61	2460	220	82	49.5	184	340	570	

Pumpingen kan ha gitt bevegelse i vannet, samtidig kan vannet fra Astrup gruve ha påvirket vannet i Wallenberg både til øket forurensning og ved fortynning. For sulfat og sink er imidlertid maksimumsverdiene betydelig høyere enn det som var vanlige konsentrasjoner i gruvevannet fra Astrup. For kopper var det motsatte tilfelle, vannet fra Astrup hadde gjennomgående høyere kopperkonsentrasjoner enn de høyeste som er målt i Wallenberg.

4.5.5. Nivå 340

Analyseresultatene er fremstilt grafisk i figur 6.

På nivå 340 er den mest fremtredende utviklingen at alle konsentrasjonene har gått ned. Dette gjelder både sulfat, sink og kopper. Årsaken til dette er mest sannsynlig fortynning med vann fra overflaten, som renner inn gjennom rasområdet vest for Wallenberg.

4.5.6. Nivå 300

Figur 7 viser utviklingen på nivå 300 over tid.

På nivå 300 var det hele tiden stor variasjon i vannkvaliteten. Alle konsentrasjoner er samtidig

gjennomgående lavere enn tilsvarende verdier fra dypere nivåer. Disse hovedtrekkene forklares best ved fortynning i enda større grad enn på nivå 340. I tillegg ser det ut til at vannet har en viss bevegelse på dette nivået, slik at det noen ganger er overflatevann som blir prøvetatt, mens det andre ganger har vært mer "ekte gruvevann".

4.5.7. Sammenfatning

For nivåene under 300 m er det stor likhet i variasjonsmønster for sink og sulfat, mens variasjonen i kopperkonsentrasjon viser et vesentlig anderledes mønster. På nivå 300 m har variasjonen i kopperkonsentrasjonen en viss likhet med variasjonen i sulfat og sink.

Den foregående beskrivelsen av utviklingen i vannkvalitet kan oppsummeres slik:

- Sulfatkonsentrasjonen har avtatt meget lite på de største dypene - nivå 490 og 430 m - og er antakelig omtrent som ved starten av oppfyllingen eller litt lavere.
- I alle dyp var kopperkonsentrasjonen betydelig lavere enn det som må antas å ha vært startkonsentrasjonen. Under nivå 380 var konsentrasjonen under 2 mg Cu/l og til dels betydelig lavere. Høyere oppe var kopperkonsentrasjonen mer variabel.
- Sinkkonsentrasjonen på nivå 490 og 430 m (1 - 4 g Zn/l) er antakelig høyere enn den som fantes i gruvevannet da oppfyllingen startet.
- Fra nivå 380 og oppover har sinkkonsentrasjonen avtatt sterkt i den siste tiden av oppfyllingen, dette gjelder også sulfatkonsentrasjonen.

5. Tiltaksplanen

5.1. Generelt

På bakgrunn av den store reduksjonen i kopperkonsentrasjonen som ble påvist ved prøvetakingen i Wallenberg sjakt, lanserte Løkken Gruber i 1991 Wallenberg gruve som "renseanlegg" for det forurensede vannet fra Løkken i en tiltaksplan for området. Selskapets anbefalte alternativ for tiltak var da:

".. å samle opp sigevannet fra bergveltene på Løkkens vestsida som representerer 87,5 % av kobberavrenningen fra Løkken. Vannet pumpes inn i Gammelgruva. Vannet må da sige vestover i gruben til Wallenberg sjakt hvor "renset" vann pumpes opp."

NIVA hadde ca. ett år tidligere lagt frem en rapport (Øren *et al.* 1990) med tre forslag til mulige tiltak i Løkken-området, men den ovennevnte løsningen inngikk ikke her. På den tiden tiltaksplanen ble fremlagt, var årsaken til den gunstige utviklingen i vannkvaliteten ikke klarlagt.

Forslaget vedrørende pumping av gruvevann fra Wallenberg og overføring av sigevann til gammelgruva ble gjennomført i 1992. Pumpe ble da montert på ca. 150 m dyp i Wallenberg sjakt, og vannet ble pumpet direkte til Fagerlivatnet.

5.2. Resultater

Fra pumping fra Wallenberg sjakt startet i april 1992 er det tatt vannprøver av utpumpet vann. I tillegg er pumpet mengde registrert på grunnlag av driftstid på pumpen. I lange perioder ble prøvene tatt ukentlig, mens det særlig i den første og siste delen av prøvetakingsperioden kan ha vært lengre intervaller, opp til en måned.

I tabell 24 i vedlegg 1 finnes de viktigste analyseresultatene for disse prøvene, samt anslått vannføring i perioden målt i m³/døgn. Vannføringsverdiene er basert på data om pumpenes driftstid. For å kunne beregne transportverdier er vannføringen forsøkt anslått også i perioder der pumpene har stått i større deler av tiden mellom to prøvetakinger. I slike tilfeller kan det være et visst avvik mellom anslått vannføring som tilordnes analysedataene og den vannføringen som ble registrert ved prøvetakingen. Dette er imidlertid tilfelle bare noen få ganger, og avviket vil neppe ha avgjørende betydning for transportberegningen over så lang tid - mer enn 1½ år.

I tabell 19 og 20 i vedlegg 1 finnes data fra Wallenberg sjakt for de prøvetakingene som er foretatt etter at pumping av gruvevann startet.

Fra desember 1992 ut august 1993 ble det også tatt vannprøver av det vannet som ble ført inn i gruva fra øst. Dette gjelder følgende vannstrømmer:

1. Vann fra drengroft under nordre tipp.
2. Gruvevann fra deler av Gammelgruva.
3. Drengvann fra ny groft, mellom velter og Raubekken. Vannet pumpes fra dalbunnen.

De tre ovennevnte vannstypene føres frem i Gammelgruva og ledes ned gjennom "Stollsynken". I det følgende er prøvetakingsstedene i Gammelgruva for disse vannstrømmene kalt henholdsvis St. A, St. B og St. C. Analysedata fra disse prøvestedene er samlet i tabellene 21 - 23 i vedlegg 1.

I perioden fra 12. mai til 19. oktober 1993 ble konduktivitet og vannføring målt kontinuerlig i de to førstnevnte vannstrømmene (St. A og St. B). På samme måte som i utløpet fra Wallenberg sjakt er vannmengden for vannet fra dalbunnen (St. C) anslått ut fra pumpenes driftstid. Vannføringene er i tabellene angitt som døgnmiddel i perioder med kontinuerlig måling. Forøvrig er vannføringen målt ved prøvetakingstidspunktet.

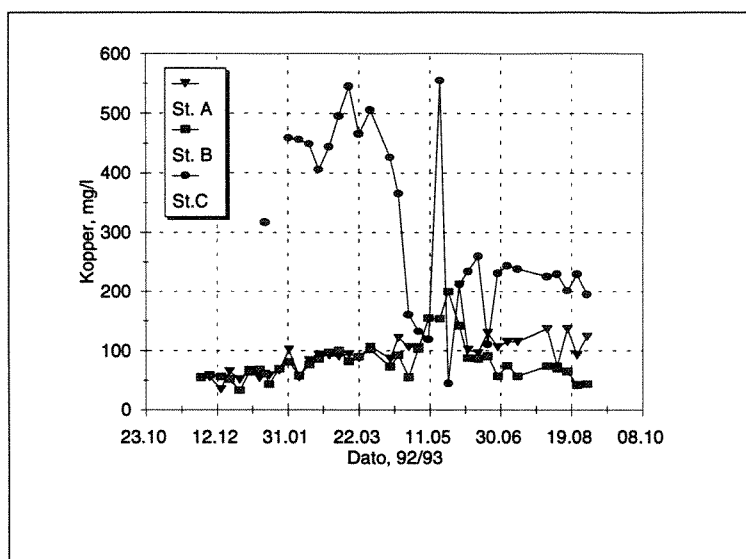
I tillegg til de ovennevnte vannstrømmene skjer det også et innsig av vann som ikke fanges opp i det eksisterende dressystemet i gammelgruva. Dette vannet vil derfor ikke inngå i det som i det følgende er kalt gruvevann fra gammelgruva. I mai og til dels juni 1993 var innstrømningen av vann i gruva så stor at det var fare for at deler av besøksgruva kunne bli satt under vann. Pumpingen av vann fra dalbunnen ble da stanset, og enkelte andre tiltak for å redusere vannmengden ble iverksatt.

I tabell 9 er middel-, maksimums- og minimumsverdier for inn- og utpumpet vann fra pumpingen startet til november 1993 samlet. Figurene 8 - 11 viser variasjonen i kopper- og sinkverdier i vannstrømmene inn og ut i Løkkengruva i denne perioden.

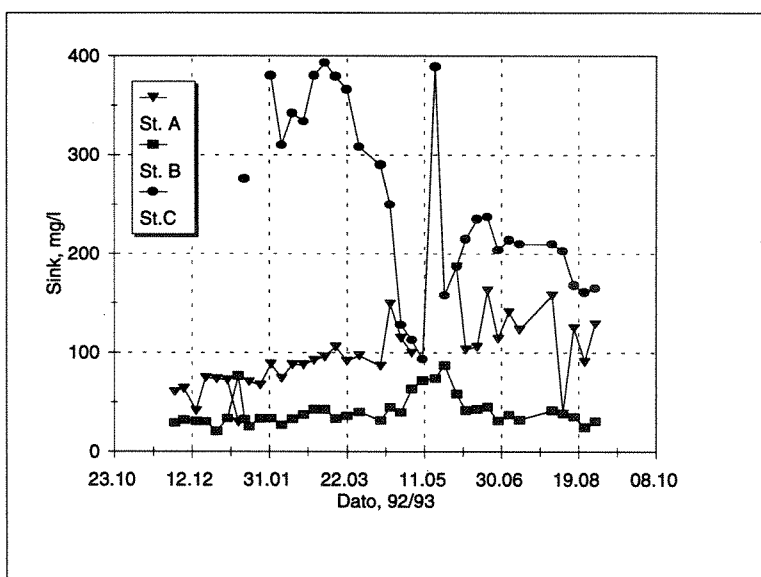
Tabell 9 Middel-, max- og min- verdier for vann som føres inn i gammelgruva eller pumpes ut fra Wallenberg sjakt.

St. A er vann som pumpes fra dalen, St. B er vann fra drenggrøft under nordre tipp, St. C er vann fra drenggrøft i Gammelgruva og Utl. Wallenberg er vann fra pumpeledningen i Wallenberg gruve.

	Vannf m ³ /d	pH	Sulfat mg/l	Jern mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kadmium mg/l
St. A							
Middel	209	2.53	4783	818	93	97	0.37
Max	1088	2.75	10719	2130	212	187	0.67
Min	55	2.41	2110	263	35	30	0.12
St. B							
Middel	222	2.38	6663	1740	80.3	40.6	0.19
Max	1045	2.69	17036	4720	200	87.4	0.45
Min	38	2.11	2596	484	32.8	20.7	0.07
St. C							
Middel	89	2.45	17108	4119	309	252	0.88
Max	442	2.75	31737	9400	555	393	1.63
Min	21.6	2.24	5868	428	45	93.4	0.37
Utl. Wallenberg							
Middel	1582	5.42	2282	106	3.77	27.1	0.05
Max	2026	6.95	3234	173	12.1	60.4	0.13
Min	1.4	4.48	347	0.89	0.07	1.0	0.0



Figur 8 Konsentrasjon av kopper vann som føres inn i Gammelgruva. St. A - C er beskrevet i teksten.



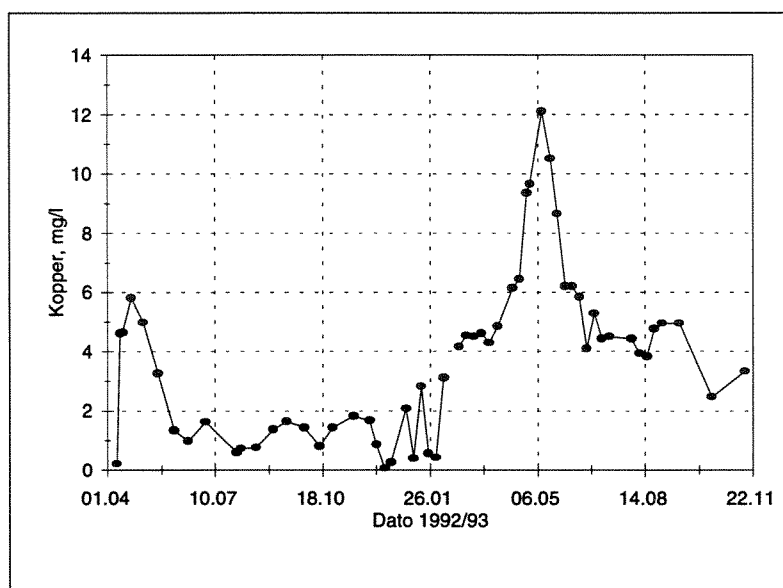
Figur 9 Konsentrasjon av sink vann som føres inn i Gammelgruva. St. A - C er beskrevet i teksten.

Tabell 10 viser samlet målt transport av kopper og sink inn og ut av Wallenberg gruve i løpet av den tiden pumpingen har pågått.

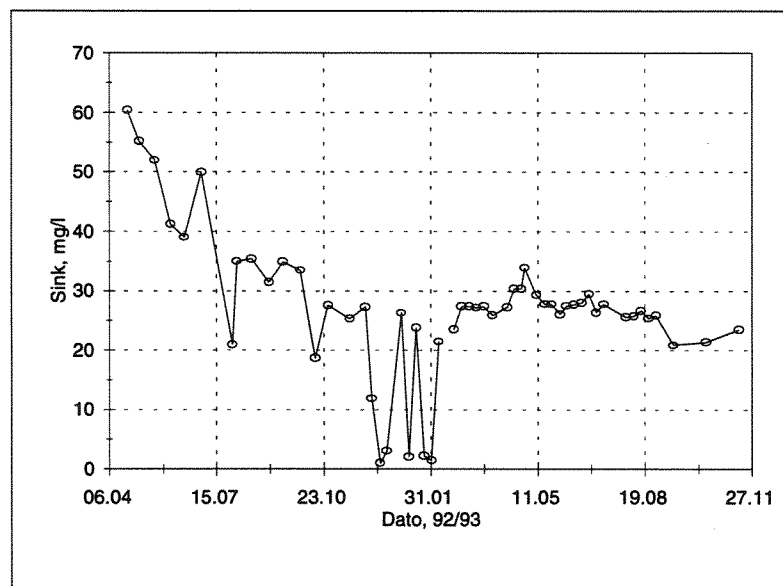
I perioden med prøvetaking der vannføringen også er registrert kan det beregnes transportverdier for vann inn og ut av Wallenberg gruve. Måleperiodene er imidlertid ikke sammenfallende og direkte sammenlikninger av vannføringer og transportverdier blir misvisende. I tabell 10 er likevel disse verdiene for det begrensede tidsrommet 15. januar - 30. august 1993 sammenliknet. Selv for slike data fra samme periode er sammenlikninger usikre, fordi vannføringen for inngående vann varierer betydelig mer enn for det som pumpes ut.

Vannmengden som er pumpet ut fra Wallenberg sjakt frem til november 1993 (tabell 9) tyder på at det

årlige tilsiget til gruva i denne tiden var mellom 500 og 600 000 m³/år.



Figur 10 Konsentrasjon av kopper i vannet som er pumpet ut ut fra Wallenberg sjakt.



Figur 11 Konsentrasjon av sink i vannet som er pumpet ut ut fra Wallenberg sjakt.

For vannføringen er det store årstidsvariasjoner, slik at den relativt store forskjellen mellom vannføring inn og ut ikke er reell. Det er likevel klart at bare en mindre del av vannet som renner inn i gruva ble registrert og prøvetatt. Analyseresultatene tyder på at det er små endringer i sulfatkonsentrasjonen over tid. Den gode overensstemmelsen mellom transport inn og ut for sulfat (tabell 10) tyder derfor på at den andelen av inngående vann som ikke er registrert, er forholdsvis lite

forurenset fra gruveavfall.

Tabell 10 Beregnede transportverdier for sulfat, jern, kopper og sink inn og ut av Wallenberg gruve i Løkken. Alle data gjelder perioden 15. januar - 30. august 1993, bortsett fra for Utløp Wallenberg * som gjelder perioden 15. april 1992 - 15. november 1993.

Stasjon	Vann mengde m ³ ·10 ³	Sulfat		Jern		Kopper		Sink	
		Totalt tonn	Middel tonn/d	Totalt tonn	Middel kg/d	Totalt tonn	Middel kg/d	Totalt tonn	Middel kg/d
St. A	48.9	290	1.3	52	229	5.9	25.8	5.9	25.8
St. B	52.6	319	1.4	83	368	3.9	17	2.0	8.8
St. C	18.2	278	1.22	65	284	5.0	22.2	4.0	17.7
Sum inn	119.7	886	3.9	209	920	15.4	68	12.5	55
Utløp Wallenb.	391.7	939	4.1	42	183	2.1	9.4	10.2	45
Utløp Wallenb. *	925.5	2197	3.8	101	174	3.4	5.9	27.1	47

Tabell 10 viser at sulfatmengden som ble ført inn i Wallenberg gruve i middel var meget nær lik det som daglig ble pumpet ut. For jern var mengden som ble ført inn betydelig større enn det som gikk ut. Det samme gjelder kopper. For sink derimot var daglig transport ut klart mer enn det som gikk inn.

Gruvas volum er imidlertid meget stort i forhold til årlig gruvevannsmengde og vannet kan ha lang oppholdstid i gruva. På den annen side er muligheten for større og mindre grad av "kortslutning" til stede.

Etter at pumping av vann fra Wallenberg sjakt startet, kan det påvises en klar endring i vannkvaliteten på nivåene nær pumpa. Vannkvaliteten i vannet som er pumpet ut av sjakten er meget lik kvaliteten som er registrert samme dag på vannet i sjakten på nivå 160 m de tre dagene det har vært prøvetaking etter at pumpingen startet. Dette er i og for seg ikke overraskende, i og med at pumpa er plassert på nivå ca. 150 m. Prøvetakingen på nivå 160 m er dermed det nærmeste til pumpas plassering. Det er imidlertid klare endringer fra dette nivået til de nærmeste nivåene både over og under pumpenivå.

Over pumpenivå er det stort sett bare registrert "overflatevann" som vil virke fortynnende på gruvevannet. Det er imidlertid viktig å legge merke til at kopperkonsentrasjonen på nivå 200 har øket sterkt siden pumpingen startet. Samtidig viser relativt høye sulfat og kalsiumverdier at vannet har passert gjennom gruva. Dette kan være en indikasjon på at effekten på kopperinnholdet ved at vannet passerer gruva, har avtatt, spesielt når innstrømningen av vann er stor.

For nivå 300 m og på større dyp er forandringene stort sett små i generell vannkvalitet, og for kopper kan endringer knapt påvises.

6. Bakteriologiske undersøkelser

6.1. Praktiske forsøk

6.1.1. Bakgrunn - hensikt med forsøkene

I og med at det tidligere var diskutert om sulfatreduserende bakterier (SRB) kunne være årsak til de observerte endringene i gruvevannet i Wallenberg gruve (Arnesen *et al.* 1991), er det innen dette prosjektet gjort forsøk for å vurdere om en slik prosess kunne føre til utfelling av tungmetaller fra gruvevannet i Løkken. For å få praktisk erfaring, ble det gjennomført forsøk for å studere dette nærmere.

SRB produserer sulfid, som danner tungt løselige forbindelser med de fleste tungmetaller. Prosessen fører samtidig til at pH i vannet heves. Ved å stimulere veksten av SRB direkte i gruvevannet ved å tilføre lett nedbrytbart organisk materiale, er tanken at det skal skje en utfelling av metallsulfider som sedimenterer i vannfylte gruverom.

De fleste tungmetaller kan fjernes meget effektivt fra en vannfase ved hjelp av sulfidfelling siden løseligheten av metallsulfidene generelt er meget liten i vann. Løselighetsproduktet for en del aktuelle metallsulfider er angitt i tabell 11.

Tabell 11 Løselighetsprodukter for noen metallsulfider (Aylward and Findlay 1974)

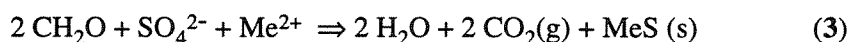
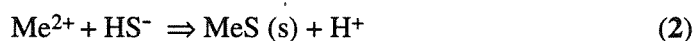
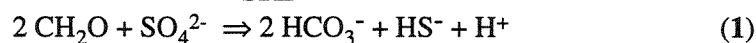
Forbindelse	Løselighetsprodukt	Forbindelse	Løselighetsprodukt
Cu ₂ S	1 x 10 ⁻⁴⁷	FeS	5 x 10 ⁻¹⁸
CuS	6 x 10 ⁻³⁶	ZnS	3 x 10 ⁻²²
CdS	2 x 10 ⁻²⁸	CoS	4 x 10 ⁻²¹
PbS	1 x 10 ⁻²⁸	NiS	3 x 10 ⁻¹⁹
SnS	1 x 10 ⁻²⁵	MnS	3 x 10 ⁻¹⁰

Kjemisk rensing av gruvevann ved felling som sulfid er vel kjent. Ved Boliden Mineral ved Laisvall i Sverige benyttes sulfidfelling for å fjerne bly i gruvevannet (Arnesen 1993). Som nevnt i kap. 3.2 ble det også ved Løkken Verks anlegg på Orkanger tidligere brukt sulfidfelling for å gjenvinne kopper fra avrenningen.

6.1.2. Prosessen

Sulfatreduserende bakterier (SRB), lever av å oksydere lavmolekylære organiske forbindelser med sulfat, samtidig som de skiller ut sulfid, bikarbonat og eventuelt acetat som avfallsprodukter. Renseeffekten i gruvevann består først og fremst i at metallene felles ut, men samtidig heves pH ved at vannet tilføres bikarbonat-alkalitet og det skjer en reduksjon i sulfat-konsentrasjonen. Ligning 1-3 nedenfor gir et forenklet og generelt bilde av hva som skjer når SRB omsetter organiske forbindelser (CH₂O) i et miljø som inneholder metallioner (Me²⁺):

SRB



Det har lenge vært kjent at SRB kan utnyttes til å fjerne tungmetaller fra forurenset gruvevann (Tuttle *et al.* 1969), men hittil er prosessen ikke blitt utviklet og utnyttet i stor skala. Man kan tenke seg å drive en bakteriell sulfatreduksjonsprosess i kunstige våtmarker der gruvevannet ledes gjennom en anoksisk sone (Kleinmann *et al.* 1991), i bioreaktorer (Maree and Strydom 1985, Dvorak *et al.* 1988) eller *in situ* i vannfylte gruver og dagbrudd (Arnesen *et al.* 1991, Kuyucak *et al.* 1991). Hittil er det blitt fokusert mest på de to første konseptene. Siktemålet med disse forsøkene har vært å vurdere om *in situ*-behandling av gruvevann er en mulighet til å redusere forurensning med tungmetaller fra nedlagte kisgruver.

Mer detaljert var hensikten med dette forsøket å:

- Undersøke hvorvidt SRB kan etablere seg i et surt og metallforurenset gruvevann, samt om det var nødvendig å tilsette bakterier for å få igang aktiviteten.
- Observere og dokumentere hvordan vannkjemien endret seg i systemet over tid som en følge av eventuell SRB-aktivitet.

6.1.3. Utstyr og metoder

8 sylindere i plexiplast med indre diameter 20 cm, høyde på 100 cm (volum 31,4 l) ble benyttet som reaktorer ved forsøket. I hver av sylindrene ble det tilsatt et ca. 7 cm tykt lag med kvarts-sand i bunnen og deretter et ca. 25 cm tykt lag med pukkstein før de ble fylt opp med gruvevann (ca. 22 l pr sylinder). Sanden var hentet fra en gruvevannspåvirket bekk i området.

Gruvevannet som ble brukt var en blanding av vann som ble pumpet ut fra ca. 150 m dyp i Wallenberg sjakt (90 %) og vann fra drenggrøfta i Gammelgruva (10 %). Begge vanntypene ble tatt ut og blandet 8. oktober 1992. Vannet fra Wallenberg sjakt var middels sterkt påvirket med pH 5,5, mens vannet fra Gammelgruva var meget forurenset med pH 2,4 (omtrentlige gjennomsnittsverdier på den tiden vannet ble hentet). P.g.a. den lave pH-verdien var det betydelige mengder løst jern(III) i vannet fra Gammelgruva. Det meste av dette ble felt ut ved innblanding av vannet fra Wallenberg sjakt. Utfellingene la seg som et dekke over pukksteinslaget. Under oppfyllingen av sylindrene ble det også blandet inn endel luft.

Innhold av organisk stoff og inokulum i de 8 sylindrene er angitt i tabell 12. Mengden av myse (5,7 %) skulle være nok til å felle ut alle metallioner fullstendig fra gruvevannet og i tillegg få produsert et betydelig overskudd av fritt sulfid. Den høye doseringen ble valgt fordi det var flere ukjente faktorer ved forsøkets start.

Fordi det tidligere er rapportert at husdyrgjødsel vanligvis inneholder SRB (Reynolds m.fl. 1991) ble dette brukt som inokulum i to sylindere. I to andre rør ble en blandet bakteriekultur som var dyrket opp på forhånd i laboratoriet, på Widdels ferskvannsmedium (WF) med laktose som substrat, benyttet. Denne kulturen inneholdt laktose-fermenterende kokker (stamme Rb-k) som opprinnelig var isolert fra sedimenter i Raubekken på Løkken og en SRB av typen Desulfovibrio (stamme L-200) som var isolert

fra gruvevannet i Wallenberg-sjakt. Kulturen inneholdt noe fritt sulfid som ga umiddelbar felling av brunnaktige metallsulfider når den ble blandet med gruvevannet. Utfra løselighetsproduktene til de tilstedeværende metallene med sulfid, ble utfellingene antatt å være hovedsaklig CuS.

Inokulumet ble dels blandet inn i sandlaget i bunnen og dels slemmet opp i vannfasen.

Alle sylindre ble påsatt gasstett lokk og inkubert mørkt ved 15-18 °C i et pumpehus ved Wallenberg sjakt. Det var et luftvolum på ca. 1 liter over vannfasen i hver av sylindrene ved start.

Tabell 12 Forsøk med metallfelling ved bakteriell sulfatreduksjon i rør med volum ca. 31.4 l. Alle %-angivelser er i forhold til volum av vann.

Prøvenr.	Organisk stoff	Inokulum	Betegnelse
1	Myse, 5.7 %	Kumøkk, 500 ml	Myse + kumøkk
2	Myse, 5.7 %	Kumøkk, 500 ml	Myse + kumøkk
3	Myse, 5.7 %	Bakteriekultur, 1000 ml	Myse + SRB
4	Myse, 5.7 %	Bakteriekultur, 1000 ml	Myse + SRB
5	Myse, 5.7 %	Ingenting	Bare myse
6	Myse, 5.7 %	Ingenting	Bare myse
7	Myse, 0.2 %	Ingenting	Myse, lavkons.
K1	Ingenting	Ingenting	Kontroll

Det ble tatt vannprøver fra sylindrene 5 ganger i løpet av forsøksperioden. Prøvene ble tatt ut ved hjelp av sprøyter gjennom gummipropper som var satt inn i rør-veggene. Det ble tatt komplette prøveserier fra den frie vannfasen, og spredte prøver i pukksteinslaget og sandlaget.

For analyse av tungmetaller ble det tatt ut 20 ml prøve, som ble overført til syrevaskede spesialglass og konserverert med 0,5 ml 7 N HNO₃. Tungmetallanalysene ble utført på ICP ved Landbrukets Analysesenter, Ås.

For analyse av NO₃-nitrogen, NH₄-nitrogen, PO₄-fosfor og TOC ble det tatt ut 200 ml prøve som ble konserverert med 2,0 ml 4 N H₂SO₄. Prøvene ble analysert på NIVA i henhold til Norsk Standard.

For telling av bakterier ble det tatt ut 20 ml, som ble konserverert med 0,67 ml 30 % nøytralisert formalin, tilsvarende en sluttkonsentrasjon på 1 %.

For bestemmelse av aciditet/alkalitet ved forsøkets avslutning ble det tatt ut 2 stk. 50 ml serumflasker som ble fylt helt opp og påsatt gummikork. Prøvene ble oppbevart ved ca. 4 °C til de ble analysert på laboratoriet etter 12 dager. For bestemmelse av total aciditet ble ubehandlede prøver titrert med 0,02 N NaOH til pH 8,3. For bestemmelse av total alkalitet ble ubehandlede prøver med pH > 4,5 titrert med 0,1 N H₂SO₄ til pH 4,5. For prøver som inneholdt både aciditet og alkalitet (4,5 < pH < 8,3) ble netto aciditet/alkalitet bestemt ved subtraksjon.

pH, ledningsevne og redoks-potensiale ble bestemt på ubehandlede prøver umiddelbart etter uttak fra sylindrene. Ved avslutningen av forsøket ble vannprøver brakt til laboratoriet i helt fulle 50 ml serumflasker med gummikork for bestemmelse av red/oks-potensiale. Målingene ble foretatt 4 dager etter prøvetaking.

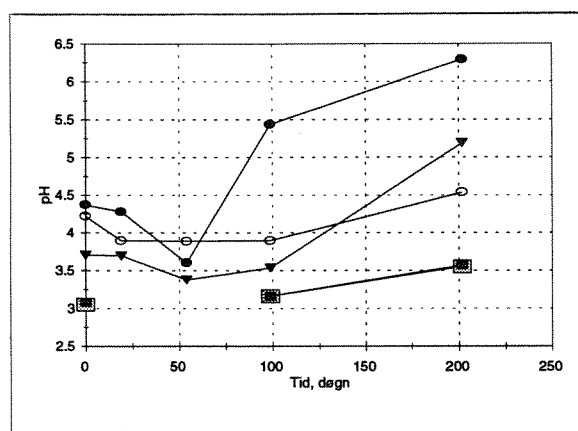
Ved avslutningen av forsøket ble det også tatt ut prøver for analyse av fettsyrer (C₂, C₃, i-C₄, n-C₄, i-C₅ og n-C₅) på gasskromatograf (HP 5890). Prøvene ble tatt ut fra ubehandlede vannprøver som var

blitt oppbevart på helt fulle 50 ml serumflasker ved 4 °C i 12 dager. Det kan derfor ikke utelukkes at det har foregått noe mikrobiell aktivitet i prøvene fra de ble tatt til de ble analysert.

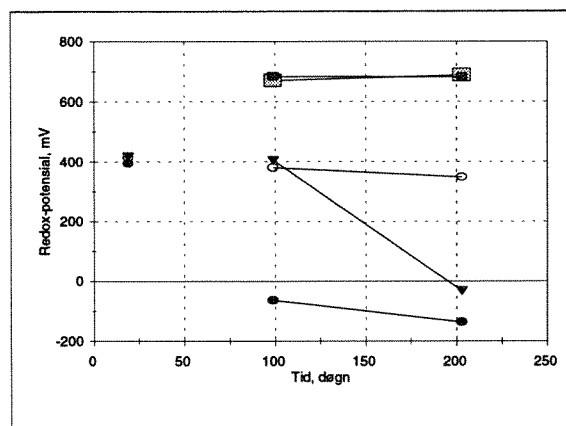
Objektglass som hadde ligget øverst i pukksteinslaget i sylindrene under hele forsøket ble brakt til laboratoriet i fuktammer for mikroskopering. Glassene ble dels mikroskopert i fase-kontrast-mikroskop og i dels i fluorescensmikroskop etter farging med antistoffer og DAPI.

6.2. Resultater og diskusjon

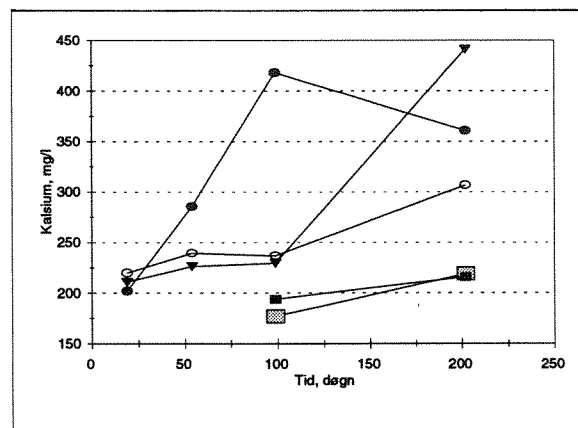
Alle analysereultater for pH, metaller og totalt svovel er samlet i tabell 25 i vedlegg 1. Utviklingen i en del parametre er dessuten vist figurene 12A - H. Hvis ikke annet er sagt, er alle metallkonsentrasjoner som er angitt i den følgende diskusjon, målt i prøver som er tatt ut fra vannfasen i rørene.



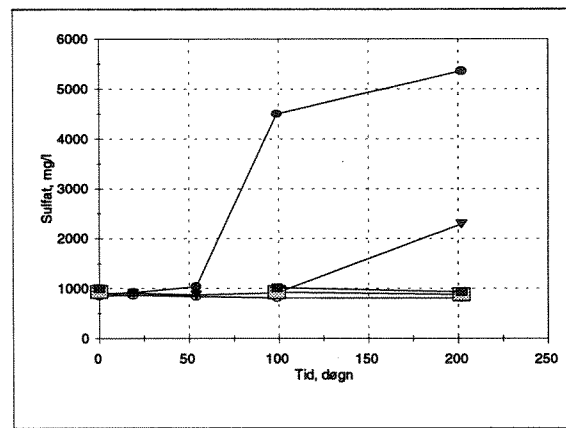
A Utvikling i pH



B Utvikling i eH

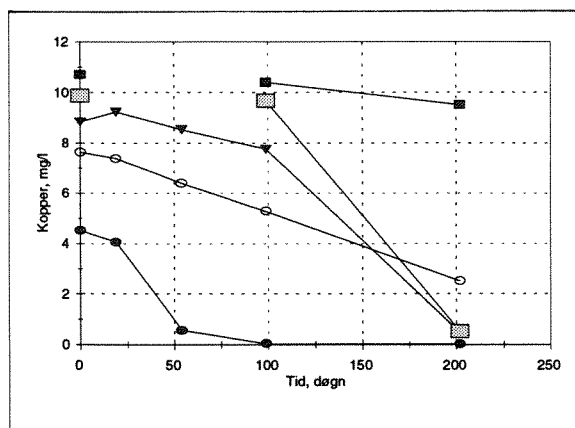


C Utvikling i kalsiumkonsentrasjonen

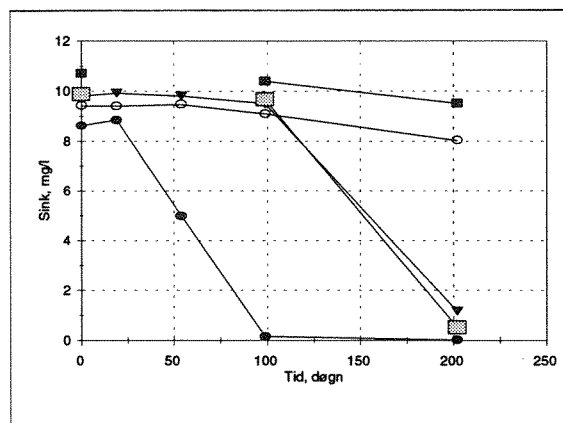


D Utvikling i sulfatkonsentrasjonen

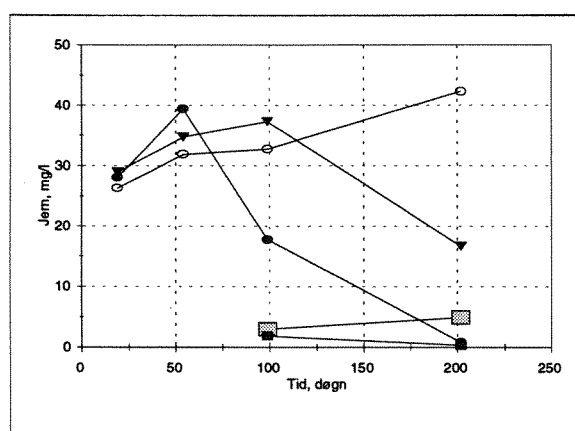
Figur 12a Resultater av bakteriologiske forsøk. A representerer middel av sylindere 1 og 2, B 3 og 4, C 5 og 6, D gjelder sylindere 7 og E er kontroll. Figur 12 fortsetter på neste side.



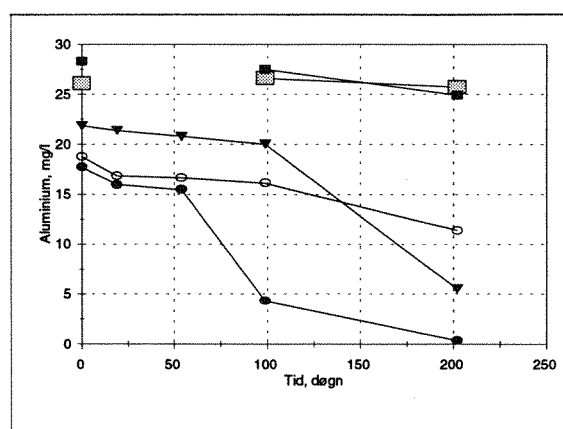
E Utvikling i kopperkonsentrasjonen



F Utvikling i sinkkonsentrasjonen



G Utvikling i jernkonsentrasjonen



H Utviklingen i aluminiumkonsentrasjonen

Figur 12b (forts.) Resultater av bakteriologiske forsøk. A representerer middel av sylindere 1 og 2, B 3 og 4, C 5 og 6, D gjelder sylindere 7 og E er kontroll. De enkelte deler av figuren diskuteres nærmere i teksten

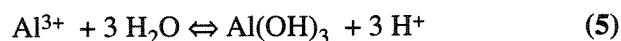
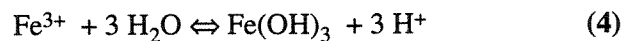
6.2.1. Effekter på pH

Utviklingen i pH er vist i figur 12 A.

Tilsetning av myse og inokulum til sylindrene påvirket pH slik at startverdiene, som ble målt i prøver tatt ut ca 1 time etter oppstart, ble noe forskjellige. Lavest startverdi (pH 3,05) ble målt i kontrollsylindere som bare inneholdt gruvevann. Sylindere 7 (tilsatt 0,2 % myse) hadde en startverdi på 3,08. I sylindrene som bare var tilsatt 5,7 % myse var pH hevet til 3,77 og 3,64. Dette tyder på at mysen inneholdt komponenter (organiske syrer etc) som tilførte systemet bufferkapasitet. I sylindrene som var tilsatt kumøkk i tillegg til myse ble pH ytterligere hevet til hhv 4,26 og 4,18 og i sylindrene, som ble tilsatt myse + SRB, ble pH hevet til 4,42 og 4,32.

I første del av forsøksperioden ble det påvist en viss pH-senkning i den frie vannfasen i alle sylindere unntatt kontrollene. En mulig forklaring på dette er at det har foregått en utfelling av Fe(III) og Al(III)

som hydroksider i henhold til følgende ligninger:



Begge reaksjonene er sterkt avhengige av pH-forholdene i vannet. Reaksjon 4 er forskjøvet mot høyre ved $\text{pH} > 3$, mens reaksjon 5 er forskjøvet mot høyre i pH-intervallet 4,5 - 9.

I sandlaget og pukksteinslaget ble det påvist en betydelig pH-stigning i første del av forsøket. Pukksteinslaget i sylindre med høyt innhold av myse hadde på dag 19 pH-verdier som lå 1-2 pH-enheter over verdiene i den frie vannfasen. Det er uklart om kjemiske ionebyttingsreaksjoner eller anaerobe biologiske nedbrytningsprosesser var hovedansvarlige for denne pH-hevningen, men resultatet ble uansett forbedrede vekstvilkår for SRB og andre anaerobe bakterier. Forskjellene i pH mellom pukksteinslaget og den ovenforliggende vannfasen ble mindre utover i forsøket.

Mellom dag 54 og dag 99 steg pH kraftig i vannfasen i sylindre 3 og 4, som var tilsatt myse og SRB. pH-økningen fortsatte fram til forsøket ble avsluttet på dag 203, da det ble målt verdier på hhv pH 6,89 i sylindre 3 og pH 5,70 i sylindre 4. Mot slutten av forsøket ble det også påvist en betydelig pH-stigning i sylindre 5 og 6, som var tilsatt bare myse. I sylindre 1 og 2 var pH-stigningen beskjeden, og bare litt større enn i kontrollsylindren uten myse.

Resultatene tyder på at SRB-aktivitet var den viktigste årsaken til pH-hevningen i sylindrene. SRB-aktivitet fører til utfelling av metaller som metallsulfider og deretter eventuelt til at det bygges opp et overskudd av de proton-bindende ionene HS^- og HCO_3^- i vannfasen. Siden det frigjøres protoner under metallutfellingsreaksjonene (jfr ligning 4 og 5), vil en betydelig pH-økning først finne sted etter at det meste av metallene er fjernet fra løsningen. Dette stemmer godt med våre observasjoner av metallkonsentrasjoner og pH i sylindrene. Generelt sett ville man kunne forvente størst pH-hevning dersom H_2S og CO_2 ble drevet av fra vannfasen i gassform. Siden vi opererte med lukkede systemer bidro ikke denne effekten vesentlig til de observerte pH-endringene.

6.2.2. Aluminium

Utviklingen i aluminiumskonsentrasjonen er vist i figur 12H.

Ved oppstartning av forsøket lå konsentrasjonen av aluminium i området 17,5 - 28,3 mg/l og var lavest i rørene med myse + SRB. Mot slutten av forsøket ble det registrert en markant nedgang i konsentrasjonen i alle sylindrene. Størst var nedgangen i sylindrene med myse + SRB, der hhv 99 % og 97 % ble fjernet. Ellers ble 25 % og 52 % fjernet fra sylindrene med myse + kumøkk og 74 % og 75 % fra sylindrene med bare myse (5 og 6). I sylindre 7 og kontrollen ble det bare observert mindre endringer i løpet av forsøksperioden.

Reduksjonen i aluminiumkonsentrasjonen så ut til å være korrelert med pH, og skyldes sannsynligvis dannelse av $\text{Al}(\text{OH})_3$, som er tungt løselig i pH-intervallet 4,5-9. Utfellingen kan derfor betraktes som en sekundær effekt av sulfatreduksjonsprosessen, siden denne bidrar til å heve pH til et nivå hvor utfelling av aluminiumhydroksid kan foregå.

6.2.3. Kalsium

Konsentrasjonen av kalsium (figur 12C) ble ikke målt ved forsøksstart, men etter 19 døgn var den på 201 - 220 mg/l i sylindrene med høyt innhold av myse. Dette var betydelig lavere enn forventet utfra kjennskap til Ca-konsentrasjonene i de to gruvevannene som ble blandet sammen i sylindrene, og tyder på at Ca hadde blitt felt ut under oppstartingen av forsøket.

I løpet av forsøksperioden økte Ca-konsentrasjonen i vannfasen i alle sylindre der det ble påvist SRB-aktivitet. I sylindre med myse + SRB økte konsentrasjonen til 418 mg/l fram til 99 døgn, for deretter å avta noe under siste halvdel av forsøket. I de øvrige sylindrene var konsentrasjonen relativt konstant i første del av forsøket, mens det ble påvist en betydelig økning mot slutten. Maksimalkonsentrasjoner i hhv sylinder 5 og 6 var 421 mg/l og 518 mg/l.

Resultatene tyder på at Ca-forbindelser som ble utfelt under oppstartingen av forsøket gikk i løsning igjen etterhvert som det utviklet seg reduserende forhold som en følge av SRB-aktivitet. Dette synes å tyde på at andre forbindelser enn gips utgjorde størstedelen av utfellingene, siden løseligheten av gips påvirkes lite av redokspotensialet. Oppløsning av Ca-holdige mineraler i pukkstein og sand kan også ha bidratt til økende konsentrasjoner i vannfasen. Nedgangen i Ca-konsentrasjonen i sylinder 3 og 4 mot slutten av forsøket kan skyldes at systemet tilføres bikarbonat fra bakterielle prosesser, som så bidrar til utfelling av kalsiumkarbonat (CaCO_3).

6.2.4. Svovel

I surt gruvevann er sulfat det dominerende anion. Sulfat-konsentrasjonen ble beregnet på grunnlag av ICP-analyser av totalt svovel (Tot-S), og eventuelt korrigert for fritt sulfid dersom dette var tilstede i vannfasen.

Ved starten av forsøket var sulfatkonsentrasjonen (figur 12D) 852-1002 mg/l i vannfasen i sylindrene. Dette er betydelig mindre enn forventet utfra tidligere foretatte analyser av de gruvevannskvalitetene som ble benyttet. Årsaken må være at sulfat er blitt felt ut fra vannfasen i starten av forsøket, enten som gips, som jern-sulfat-forbindelser eller sammen med organisk materiale. Mellom dag 54 og dag 99 ble det påvist en meget kraftig økning av sulfat-konsentrasjonen i sylindrene med myse + SRB. Økningen fortsatte fram til dag 203 og innebar mer enn en femdobling av den opprinnelige konsentrasjonen. I sylinder 5 og 6 ble det også påvist en betydelig økning av sulfat-konsentrasjonen mot slutten av forsøket.

En mulig forklaring på sulfat-utløsningen er at sulfat ble bundet opp ved utfelling av jern(III) hydroksid under oppstartingen av forsøket og at disse forbindelsene gikk i løsning når det ble reduktive forhold i sylindren og jernet blir toverdig. Det er tidligere vist at utfelte Fe(III) hydroksider kan binde 1,5-4,7 mol $^{35}\text{S-SO}_4$ pr mol Fe (Herlihy and Mills 1989).

Under forsøket ble en del sulfat redusert til sulfid av SRB. Mengden fri sulfid på ulike nivåer i sylindrene ble målt spektrofotometrisk vha $\text{CuSO}_4\text{-HCl}$ -reagens (Cord-Ruwisch 1983) da forsøket ble avsluttet. Resultatene er angitt i tabell 13.

Det ble produsert et overskudd av fritt sulfid i sylinder 3,4,5 og 6 etter at metallionene var felt ut som tungt løselige metallsulfider. I sylinder 1, 2 og 7, samt i kontrollen K1 ble det ikke påvist fritt sulfid.

Selv om det altså ble produsert betydelige mengder sulfid i sylindrene, viste det seg likevel at det meste av svovelet forelå som sulfat da forsøket ble avsluttet.

Tabell 13 Fritt sulfid i løsning på tre nivåer i vannfasen i sylindrene ved avslutningen av forsøket på dag 203. - i tabellen betyr "sulfid ikke påvist".

Sylinder nr	mM sulfid i toppsjikt	mM sulfid i midtsjikt	mM sulfid over pukksteinslag
1	-	-	-
2	-	-	-
3	1,8	1,9	3,1
4	4,1	4,5	4,9
5	2,1	1,8	1,9
6	1,5	2,2	2,0
7	-	-	0,4
K1	-	-	-

6.2.5. Effekter på red/oks-potensialet

I figur 12B er utviklingen av E_h under forsøket vist.

Gruvevannet som ble brukt i sylindrene hadde et høyt redokspotensiale (E_h) siden det inneholdt treverdig jern og molekylært oksygen. Målinger foretatt i kontrollsylindren, som inneholdt gruvevann uten tilsetninger, viste E_h -verdier på +671 mV og 689 mV.

Tilsetning av myse og inokulum senket trolig redokspotensialet umiddelbart. På dag 19 lå E_h mellom +394 mV og +426 mV i vannfasen i samtlige sylindre tilsatt 5,7 % myse. I løpet av forsøksperioden ble E_h senket til +372/+326 mV i sylindre tilsatt myse+kumøkk, til -163 mV/-110 mV i sylindere tilsatt myse+SRB og til -43 mV/-21 mV sylindere tilsatt bare myse. I sylindren som var tilsatt 0,2 % myse og i kontrollen ble det ikke påvist signifikant senkning av redokspotensialet og slutt-verdiene var hhv +682 mV og +688 mV.

Redokspotensialet påvirkes i meget sterk grad av sulfid, og kan derfor være en god indikator på om det foregår sulfat-reduksjon. Som det framgår av fig 12 B tyder redoksmålingene på at sulfid-produksjonen startet i sylinder 3 og 4, og deretter kom i gang i sylinder 5 og 6. Dette er helt i tråd med andre observasjoner.

6.2.6. Alkalitet/aciditet

Alkalitet og aciditet angir hhv syre- og base-nøytraliserende kapasitet i en vannprøve. Begge parametre er angitt som mg/l CaCO_3 . Sure gruvevann har gjerne høy aciditet pga høyt innhold av sterk syre og høye konsentrasjoner av metaller som jern og aluminium, som vil avgi protoner når de felles ut (ligning 4 og 5). SRB kan tilføre vannet alkalitet i form av HS^- og HCO_3^- .

Ved avslutningen av forsøket ble det påvist netto alkalitet (580 mg/l CaCO_3) i sylinder 3, hvor SRB-aktiviteten hadde foregått over lengst tid. I de andre sylindrene var det fremdeles netto aciditet (34-784 mg/l CaCO_3). En betydelig del av aciditeten skyldes antakelig utfellingen av jern og til dels aluminium når analysen utføres. I rørene med stor SRB-aktivitet var jern felt ut som jernsulfid, mens det i sylindre med lavere aktivitet forelå som oppløst toverdige jern. Alkaliteten som registreres i sylindrene med høy SRB-aktivitet skyldes HCO_3^- og HS^- , som dannes av bakteriene.

6.2.7. Kopper

Konsentrasjonen av kopper var 10,7 mg/l ved oppstartingen av forsøket. Tilsetning av myse og inokulum reduserte innholdet av kopper i varierende grad, noe som førte til noe forskjellige startverdier (figur 12E). Størst effekt ble observert i sylindere 3 og 4, hvor tilsetning av sulfidholdig inokulum medførte en betydelig nedgang i startkonsentrasjonen av Cu.

I løpet av forsøket ble kopper-konsentrasjonen i vannfasen sterkt redusert i alle sylindere som var tilsatt myse. Myse+kumøkk ga reduksjoner på hhv 66 % og 68 %, myse+SRB ga reduksjoner på >99 % til nivåer under deteksjonsgrensen (< 0,05 mg/l) og bare myse resulterte i at hhv 94 % og 95 % kopper ble fjernet. I sylindere som ble tilsatt 0,2 % myse ble 95 % kopper fjernet fra vannfasen. Bare ubetydelige endringer ble påvist i kontrollen K1.

Resultatene tyder på at kopper ble felt ut som CuS. Kopper var alltid det første metallet som ble felt ut etter at SRB-aktiviteten hadde startet i en sylindere. Dette var også forventet ut fra en vurdering av løselighetsproduktene til sulfider av metallionene i gruvevannet.

6.2.8. Sink

Konsentrasjonen av sink i gruvevannet var 11,7 mg/l ved starten av forsøket. Tilsetning av myse og inokulum reduserte konsentrasjonen i vannfasen noe i forhold til kontroll-sylindere, men denne umiddelbare effekten var mindre enn det som var tilfellet for kopper (Figur 12F).

I løpet av forsøket fulgte sinkkonsentrasjonen i vannfasen et forløp som lignet mye på kopper, bortsett fra en forskyvning i tid. Myse og kumøkk ga bare en ubetydelig nedgang i konsentrasjonen i sylindere 1, mens det i sylindere 2 ble fjernet 25 % av sinkinnholdet i vannfasen. Myse og SRB reduserte konsentrasjonen til under analysemetodens deteksjonsgrense (< 0,05 mg/l), mens bare myse (5,7 %) ga hhv 91 % og 85 % utfelling. Forløpet tyder på at sink ble felt ut som ZnS.

6.2.9. Jern

Figur 12G viser at det var betydelige mengder jern i gruvevannet som ble brukt i forsøket. Den gulbrune fargen på vannet fra Gammelgruva indikerer høyt innhold av Fe(III). Vannet fra Wallenberg var fargeløst, og det antas at jern foreligger som Fe(II). Ved blandingen av de to gruvevannskvalitetene under oppstartingen av forsøket ble det observert en kraftig utfelling av gulbrune forbindelser som la seg som et teppe på pukksteinslaget. Det antas at utfellingene hovedsakelig bestod av treverdige jernhydroksydforbindelser, som har en løselighet som avtar raskt når pH-verdier heves over 3,0.

I kontrollen og i sylindere med lav tilsetning av myse (syl.7), ble det målt betydelig lavere konsentrasjoner av oppløst jern enn i de andre. Dette tyder på at hydroksidutfellingen hadde vært meget effektiv. Kompleksdannelser og chelatering kan ha bidratt til at konsentrasjonen av oppløst jern holdt seg på et høyere nivå i de sylindere som var tilsatt myse og inokulum. Under de rådende forhold i sylindere i første del av forsøket må det antas at reaksjon 1 har bidratt sterkest til den midlertidige forsureningen som ble observert.

Det foreligger ikke analyser som viser jerninnholdet i vannfasen i sylindere umiddelbart etter oppstartingen, men på dag 19 lå verdiene i området 24,5-30,0 mg/l i sylindere 1-6. Etterhvert ble det observert en gradvis økning av jerninnholdet i vannfasen i samtlige sylindere som var tilsatt myse, samtidig med at fargen på pukksteinslaget endret seg fra gulbrunt til svart. Økningen av jerninnholdet i vannfasen kan forklares med en produksjon av sulfid, som reduserer treverdig jern til toverdig, som

er langt mer løselig i det aktuelle pH-området. En ytterligere produksjon av sulfid fører igjen til en utfelling av jern, nå som FeS, noe som forklarer den svarte fargen i pukksteinslaget.

Mot slutten av forsøket bredte den svarte fargen seg til topps i sylindere 3, 4 og 5 og nesten til topps i nr 6. Samtidig ble det registrert en kraftig nedgang i jerninnholdet i vannfasen i disse sylindrene. I sylindere 1 og 2 ble det ikke påvist nedgang i konsentrasjonen av oppløst jern mot slutten av forsøket. Dette kan forklares med at sulfatreduksjons-aktiviteten kom sent i gang i disse sylindrene, og at det ikke var blitt produsert nok sulfid til å begynne å felle ut jern da forsøket ble avsluttet. pH i disse sylindrene var dessuten for lav til å få en effektiv utfelling av jernsulfid.

6.2.10. Næringsalter

Totalt organisk karbon, nitrat, ammonium og fosfat ble målt for å kontrollere at bakteriene ikke skulle være karbon, nitrogen eller fosforbegrenset i sylindrene. Tabell 14 viser at det var betydelige mengder organisk karbon, nitrogen og fosfor tilstede ved forsøkets start. Ved avslutningen av forsøket var innholdet av organisk karbon redusert betydelig i de fleste sylindrene. Særlig var reduksjonen stor i sylindere 3 hvor aktiviteten kom tidligst i gang. Det viste seg likevel å være betydelige mengder organisk stoff og næringsalter igjen i alle sylindere da forsøket ble avsluttet, noe som viser at disse faktorene ikke var begrensende for en videre aktivitet.

Tabell 14 Totalt organisk karbon (TOC), nitrat, ammonium og fosfat i forsøkssylindrene ved begynnelsen og ved avslutningen av forsøket.

Sylinder nr	TOC mg/l		Nitrat µg/l		Ammonium µg/l		Fosfat µg/l	
	start	slutt	start	slutt	start	slutt	start	slutt
1	1240	853	76	20	11400	8600	8340	10000
2	1160	782	75	20	9600	5600	8800	4800
3	1060	217	81	20	8700	2000	9580	1300
4	1040	749	76	40	8200	8000	9400	1500
5	1160	1000	71	84	6700	6400	10600	4100
6	1140	740	71	60	6700	4000	10760	5300
7	43	2,7	5	84	227	200	544	< 100
K1	4,5	4,6	35	16	75	< 100	81	< 100

6.2.11. Bakterievekst

I et vandig system som inneholder jern vil dannelse av svarte utfellinger av FeS være en meget sterk indikasjon på vekst av SRB. I alle sylindere som var tilsatt myse ble det observert betydelige mengder svarte utfellinger. I kontrollsylindere K1, som bare inneholdt gruvevann ble det ikke dannet svarte utfellinger.

Dannelsen av svarte utfellinger startet alltid i øvre del av sandlaget /nedre del av pukksteinslaget og bredte seg gradvis oppover i sylindrene. Analyser av pH og potensielt toksiske tungmetaller indikerer gunstige vekstvilkår i porevannet i disse lagene i forhold til i den frie vannfasen. Vekst i tilknytning til faste overflater (sandkorn/pukkstein) kan dessuten øke bakteriers toleranse overfor stressfaktorer som oksygen (Fukui og Takaii 1990) og divalente kopper-ioner (Hicks and Rowbury 1988).

Veksten startet først i sylindere 3 og 4 som var inokulert med SRB. Veksten i sylindere 5 og 6, som bare

var tilsatt myse, startet noe senere. Bakteriene som vokste i disse sylindrene stammet fra gruvevannet eller fra sanden som ble tilsatt til sylindrene. I siste del av forsøket startet veksten i sylindere 1 og 2, som var tilsatt kumøkk i tillegg til myse. Den seint begynnende veksten i disse tyder på at kumøkk har en hemmende effekt på veksten av SRB under de rådende forhold.

Tellinger av totalt antall bakterier i den frie vannfasen viste ingen signifikant økning under forsøket. I pukkesteinlaget var bakterie-tettheten noe større.

Objektglass som hadde ligget i øvre del av pukkesteinlaget i sylindrene under hele forsøket, ble mikroskopert i fasekontrast-mikroskop etter forsøket avslutning. Det viste seg at det var dannet biofilmer av varierende tykkelse på overflaten av glassene.

Objektglass fra sylindere 3 og 4 var relativt tett besatt med vibrioformede celler med svarte utfellinger på overflaten. Etter all sannsynlighet var dette den Desulfovibrio-stammen som ble brukt som inokulum i starten av forsøket.

På objektglassene fra sylindere 1,2,5 og 6 ble det også observert betydelig biofilmdannelse, men andre morfologiske typer dominerte. Objektglass fra sylindere 7 og kontrollsylindere K1 var tynt besatt med bakterier.

6.3. Diskusjon av resultater og fremtidige muligheter

6.3.1. Bakterienes vekstvilkår

Forsøkene viste klart at det er mulig å få en bakteriell produksjon av sulfid og utfelling av tungmetaller fra gruvevann ved å tilsette lett nedbrytbart organisk stoff. Resultatene var såvidt positive at det er grunn til å gå videre med forsøk for å utvikle dette for bruk i større skala. Samtidig tyder forsøksresultatene på at det kreves relativt høye konsentrasjoner av lett nedbrytbart organisk stoff for å få reaksjonen raskt i gang. Det er derfor lite sannsynlig at SRB har vært den viktigste faktor som har påvirket vannkvaliteten under oppfyllingen av Wallenberg gruve.

I kontrollen hvor det ikke ble tilsatt karbon ble det ikke funnet SRB-aktivitet. Dette styrke hypotesen om et karbonbegrenset system.

Det er lite karbon tilgjengelig i vannet som renner inn i gruvene, og det karbonet som allerede finnes i form av gammelt treverk, oljerester etc antas å være lite tilgjengelig for mikroorganismer under anaerobe forhold. Lettere omsettlige fraksjoner av dette materialet kan eventuelt være blitt omsatt i en tidlig fase under vannfyllingen. I dette rapporterte forsøket har vi vist at tilsetning av myse stimulerer aktiviteten av SRB.

Det bør i denne sammenheng legges til at det også finnes autotrofe SRB som kan leve utelukkende på hydrogen og CO₂, men det er uklart hvilken rolle disse kan spille i naturlige systemer. Tilgangen på hydrogen vil i de fleste tilfeller være marginal, slik at autotrofe bakterier er av liten økologisk betydning.

Pga det høye sulfatinnholdet i den aktuelle typen gruvevann er det nærliggende å anta at organisk karbon som tilsettes vil bli omsatt ved sulfatreduksjon, og ikke ved andre mikrobielle nedbrytningsprosesser.

Lav pH og høyt tungmetallnivå er kjemiske faktorer som kan virke inhiberende på SRB-vekst. Det er ikke påvist renkulturer av SRB som klarer å vokse i vann med pH < 5, men i naturlige systemer er det

påvist SRB-aktivitet i svært sure sedimenter.

Aktivitet av SRB ble først observert i overgangen mellom sandlaget og pukksteinslaget i sylindrerne. Deretter fulgte etablering av SRB-aktivitet oppover i pukksteinslaget. Felling av metaller fra vannlaget over sand/pukkstein skyldes primært diffusjon av sulfid fra lagene under, eventuelt kombinert med biofilmdannelse og sulfidproduksjon på sylinderveggene. Disse resultatene tyder på at de fysiske forholdene er viktige for etablering av bakteriene og at areal av faste flater i forhold til volumet av frie vannmasser blir en kritisk parameter.

Det er derfor to begrensninger for SRB-aktivitet i gruvevannet: overflater og tilgang på karbon, hvor karbon antakelig er den viktigste.

6.3.2. Betydningen av inokulum

Sulfatreduksjons-aktiviteten startet først i sylinder 3 og 4, som var tilsatt et inokulum som inneholdt SRB. Deretter startet aktiviteten i nr 5 og 6, som var tilsatt bare myse. De sulfat-reduserende bakteriene som vokste i disse sylindrene stammet trolig fra sandlaget, men muligens også fra selve gruvevannet.

I sylinder 1 og 2, som var tilsatt kumøkk, tok det lengst tid før SRB etablerte seg og begynte å vokse. Kumøkk hadde tilsynelatende en hemmende effekt på sulfatreduksjonsprosessen, og var derfor uegnet som inokulum.

Resultatene viser at SRB kan etablere seg i et surt og tungmetall-forurenset gruvevann dersom bakteriene har en tilgjengelig karbon- og energikilde (myse) og dersom de fysiske forholdene legges til rette (sedimenter/faste overflater som tillater biofilmdannelse). Tilsetning av et inokulum som inneholdt SRB forkortet lagfasen, men var ikke absolutt påkrevet.

6.3.3. Effekter på vannkjemi

Resultatene fra våre modellforsøk viser at kopper er det metallet som er lettest å fjerne ved sulfidfelling, noe som er i tråd med det man kunne forvente ut fra løselighetsprodukter for sulfidene. Bly og kadmium kan ut fra en slik vurdering fjernes meget effektivt. Det er ikke nødvendig å heve pH for å fjerne disse metallene.

SRB produserer alkalitet, som bidrar til å nøytralisere aciditeten i gruvevann. Dette skyldes i første rekke produksjon av bikarbonat, men også produksjon av sulfid.

6.3.4. Valg av organisk materiale og optimal dosering

Myse viste seg å være godt egnet til å stimulere SRB-aktiviteten, men er ikke nødvendigvis et aktuelt valg for en stor-skala-prosess, fordi det ikke produseres noe stort overskudd av myse ved norske meierier i dag.

Andre mulige karbonkilder er berme og overskuddsgjær, som er et avfallsprodukt fra bryggeriene. En ulempe med berme er at en stor del av de organiske forbindelsene er bundet opp i gjærceller, og dermed ikke er umiddelbart tilgjengelig som substrat for bakterier, med mindre cellene knuses før bermen nyttes.

Etanol (teknisk sprit) kan også være aktuelt. Fordelen er at det kan mineraliseres fullstendig slik at man slipper restkonsentrasjoner i avrenningen. Dessuten vil transportkostnadene bli lave i forhold til et avfallsprodukt med høyt vanninnhold.

Nødvendig mengde organisk stoff som må tilsettes for å få en fullstendig utfelling av metallene, kan beregnes ut fra metallinnholdet i et gruvevannet. Slike beregninger må imidlertid bygges på et sett med forutsetninger, som må fastlegges ved videre praktiske forsøk.

7. Kjemiske laboratorieforsøk

7.1. Generelt

Bearbeiding av de eksisterende kjemidata fra Wallenberg sjakt kan bare sannsynliggjøre de prosessene som vi antar har foregått under oppfyllingen. Forandringen i gruvevannet har stort sett foregått utenfor sjakten, og kunne derfor ikke følges med prøvetaking. Vannkvaliteten i sjakten var antakelig også påvirket av andre prosesser enn dem som kan ha foregått i de lukkede gruverommene. Det var derfor behov for å gjennomføre laboratorieforsøk med gruvevann og bergarter fra Løkken.

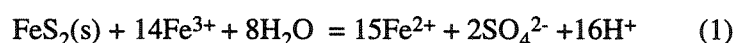
For å legge opp forsøkene i forhold til problemstillingen var det naturlig å se nærmere på de rent kjemiske reaksjonene som kunne skje mellom gruvevannet og de ulike mineralene i gruva. Hvilke reaksjoner som kan ha betydning, sees best ved å summere opp de forandringer som ble observert i gruvevannet.

- Alt jern i gruvevannet opptrer som toverdlig, mens jern i overflatevann vanligvis er treverdlig eller en blanding av toverdlig og treverdlig.
- Innholdet av kopper i gruvevann er nesten alltid meget lavt (< 1 mg Cu/l).
- Innholdet av sink i gruvevann er alltid høyt, og særlig høyt i prøver med lavt kopper innhold.
- pH i gruvevannet er betydelig høyere enn det som var vanlig før vannfyllingen startet.
- Innhold av karbon dioksid i gruvevannet er høyt - opptil 80 g CO₂/l er registerert.

Databearbeidingen og informasjon fra kjemisk litteratur gjorde det etter hvert mulig å sette opp en teori for hvordan vannkvaliteten i Wallenberg gruve kunne endre seg fra den opprinnelige til det som etter hvert ble observert gjennom prøvetakingene i guvesjakten.

Reduksjon av jern(III) til jern (II).

I litteraturen er det beskrevet (Stumm and Morgan 1981) at oppløst treverdlig jern ikke er stabilt i kontakt med mineralet pyritt (FeS₂). Jern reagerer da etter følgende ligning:

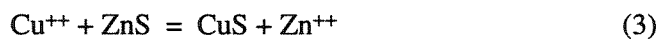


Av likningen fremgår det at det ved prosessen produseres store mengder syre (H⁺).

Endringer av kopper- og sink-konsentrasjonen

I en rapport til Bergforskningen viser Ljøkjell (1980) at kopper kan gå inn i gitteret i pyritt og dermed bli fjernet fra vannet når pH heves over 3,5. Dette "opptaket" av kopper er mer effektivt jo høyere pH er. Fra praksis i oppredningsteknikk er det dessuten kjent at kopperioner kan "aktivere" sinkblende (ZnS), slik at sinkblendens floterer ved de samme betingelser som koppersulfidet. Det skyldes

antakelig at kopper byttes ut mot sinkioner fra malmen. Man kan tenke seg følgende forenklete reaksjonslikninger for disse reaksjonene:



Dette fører til at sink som regel byttes ut mot kopper i fast fase på overflater mot gruvevannet. Dette beskrives også ofte som at sink har større "mobilitet i naturen" enn kopper.

Heving av pH

De høye CO_2 -konsentrasjonene som er påvist på store dyp kan også forklares ved at det blant de basiske bergartene finnes karbonater (MeCO_3). Når slike mineraler påvirkes av surt vann, løser de seg med utvikling av CO_2 , samtidig med at pH i vannet heves. Den geologiske beskrivelsen av Løkkenfeltet tyder på at sideberget inneholder en del basiske mineraler som kan heve pH i gruvevannet. De kjemiske analysene bekrefter dette ved at gruvevannet har meget høyt innhold av magnesium, aluminium og i noen grad kalsium. At kalsiuminnholdet i vannet er ikke høyere skyldes antakelig at det høye innholdet av sulfat begrenser løseligheten av kalsium.

7.2. Kolonneforsøk med en kolonne

For å undersøke reduksjonen av jern(III) til jern(II) og en eventuell adsorpsjon av kopper på pyritt ble det gjennomført et kolonneforsøk med knust malm fra Løkken. Dette forsøket må betraktes som innledende og kvalitativt.

En glasskolonne ble fylt med knust råmalm (< 1 cm) fra Løkkengruva, og gruvevann fra Løkken ble pumpet oppstrøms gjennom kolonnene. Dette førte raskt til tydelige endringer i gruvevannets sammensetning. Det opprinnelige gruvevannet inneholdt høye konsentrasjoner av treverdige jern. Dette kunne sees av vannets sterkt brune farge. Etter at vannet hadde passert kolonnen var den sterkt brune fargen fullstendig fjernet, og den grønne fargen som er karakteristisk for toverdige jern var lett synlig. Analyse av vannprøver som var tatt ut under forsøket er vist i tabell 26 i vedlegg 1.

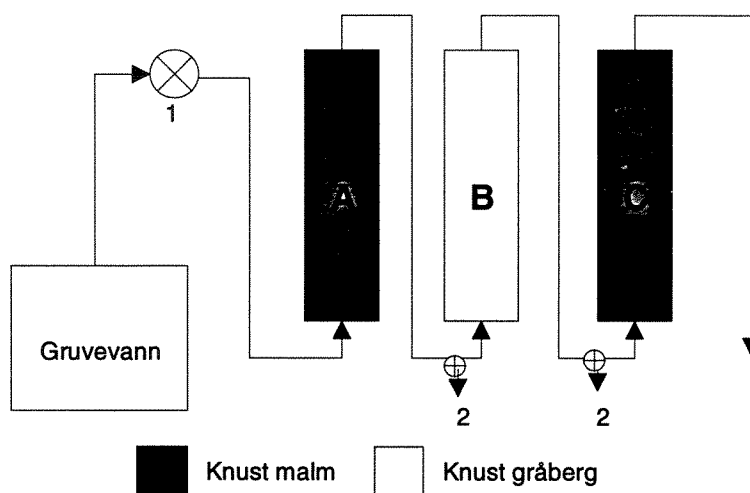
pH viste en stort sett avtakende tendens gjennom hele forsøket som varte i ca. 1 måned. Sulfat, kopper og sink avtok stort sett hele tiden. Konsentrasjonen av jern avtok relativt raskt til et minimum, hvorefter den økte noe igjen. Det samme mønsteret finnes også for aluminium og kalsium og magnesium. Sulfatkonsentrasjonene var svært høye og av samme størrelsesorden som det vi finner i dyplagene i Wallenberg sjakt.

Et annet trekk ved vannkvaliteten er den høye kalsium-konsentrasjonen i forhold til sulfat og løselighet av gips. Dette var også typisk for hva som er funnet i gruvevannet. Konsentrasjonene av kopper utviklet seg imidlertid ikke slik som det har gjort i gruvevannet ved dette forsøket.

Det kan skyldes flere forhold, dels at de kjemiske betingelsene ikke er til stede, dels at reaksjonstiden ikke har vært tilstrekkelig lang. Ljøkjells forsøk viste at kopper adsorberes sterkt til svovelkis ved pH-verdier over 3.5, men det er liten effekt under denne pH. Det var derfor ikke å vente at kopper-konsentrasjonen skulle avta.

7.3. Forsøk med tre kolonner

Fordi sideberget i Løkken inneholder betydelige mengder basiske bergarter, ble det gjort et nytt forsøk med tre kolonner (figur 13). Kolonne A inneholdt knust malm, kolonne B inneholdt knust gråberg, og



Figur 13 Sjematisk fremstilling av kolonneforsøk med tre kolonner. 1 er en peristaltisk pumpe for mating av gruvevann og 2 er trevegs-haner for uttak av prøver til analyse.

kolonne C inneholdt igjen knust malm. Det ble på nytt pumpet gruvevann gjennom kolonnen. Det kunne forholdsvis raskt observeres at vannet i kolonne A mistet den gulbrune fargen og ble grønt. Det var imidlertid fortsatt et svakt gulskjær som viste at vannet inneholdt litt treverdige jern. Når dette vannet kom i kontakt med kolonne B som inneholdt gråberg, skjedde en utfelling av det treverdige jernet. Det førte igjen til at kolonne B ble tettet igjen av utfelt jernhydroksid etter kort tid, og forsøket måtte avsluttes. I tabell 27 i vedlegg 1 er resultatene av dette forsøket listet.

Etter hvert som utfellingen av jernhydroksid bredte seg oppover i kolonne B ble mottrykket så høyt at det var vanskelig å opprettholde stabile forhold i systemet. Dette er muligens forklaringen på en del uregelmessigheter i analyseresultatene. Det er bl.a. vanskelig å gi noen enkel forklaring på variasjonen i prøvens konduktivitet, men innholdet av toverdige jern gjør dem ustabile i luft.

Utfellingen av jernhydroksid reduserer den nøytraliserende virkningen av kolonne B, og pH synker gjennom hele forsøket både ved utløpet av kolonne B og C. Det er vanskelig å vurdere effekten av denne behandlingen av gruvevannet, fordi det ikke blir oppnådd likevekt i systemet i løpet av den tiden forsøket pågår. Det er imidlertid hele tiden høyere kopperkonsentrasjoner ved innløpet til kolonne C enn ved utløpet. Så lave kopperkonsentrasjoner som dem vi finner i bunnen av Wallenberg sjakt ble imidlertid ikke påvist.

7.4. Vurdering av resultatene

Forsøket gir interessant informasjon, men noen endelig konklusjon kan ikke trekkes. I brev av 3. desember 1993 har SFT gitt tilsagn om midler til å gjennomføre et nytt forsøk med større kolonner, slik at forholdene blir mer stabile. Dette arbeidet vil bli gjennomført i løpet av de første måneder i 1994.

Grunnen til at kolonneforsøkene ikke ga de forventede resultater kan være:

1. At materialet i kolonnene ikke helt svarte til de mineraler som finnes i Løkkengruva og som har betydning for prosessene.
2. At oppholdstiden i kolonnene var for kort til at likevekt mellom vann og fast materiale kunne innstille seg.
3. At varigheten av forsøket ble for kort til at materiale som fortyrret dette bildet ikke var vasket bort. Materialet som ble pakket i kolonnene ble ikke vasket før forsøket startet. Det førte til at det var en del finkornet og til dels oksidert materiale i rørene da forsøket startet.

Disse forhold vil det bli tatt hensyn til ved gjennomføringen av nye kolonneforsøk.

8. Sammenfattende diskusjon

Målsetningen med Løkken-prosjektet har vært flersidig, og den har delvis endret seg under gjennomføringen. Det kunne vært ønskelig å legge mer arbeid i enkelte deloppgaver enn det programmet derved ga rom for. Det samlede resultatet av undersøkelsene gir likevel en sannsynlig avklaring av de spørsmål som ble stilt da prosjektet ble etablert.

Det var spesielt prosessen som førte til endringer i gruvevannets kvalitet, som skulle studeres nærmere og eventuelt utvikles for en praktisk utnyttelse. Da prosjektet ble etablert var teorien om bakteriell sulfatreduksjon, som hovedårsak til endringene i gruvevannet, meget aktuell. De videre undersøkelsene har imidlertid vist at endringene av gruvevannet først og fremst må forklares ved kjemiske reaksjoner mellom vann og mineraler i gruva. I den videre diskusjonen er det derfor lagt hovedvekt på disse prosessene.

Det må likevel understrekes at våre forsøk med sulfatreducerende bakterier (SRB) tyder på at de kan benyttes for rensing av gruvevann. Tilsetning av myse viste seg i forsøk innenfor dette prosjektet å gi en god produksjon av sulfid som igjen førte til utfelling av tungmetaller, samtidig som pH steg. Myse var godt egnet til å stimulere SRB-aktiviteten, men er ikke nødvendigvis et aktuelt valg for en stor-skala-prosess, fordi det ikke produseres noe stort overskudd av myse ved norske meierier i dag.

Resultatene av de bakteriologiske forsøkene var så gunstige at SFT støtter en videreføring av arbeidet økonomisk.

Når det likevel blir lagt hovedvekt på en rent kjemisk forklaring på forbedringene av vannkvaliteten i Wallenberg gruve, skyldes det at det aldri er påvist tilstrekkelige mengder organisk materiale for en slik reaksjon i gruvevannet. Dessuten synes en rent kjemisk forklaring på utviklingen å stemme godt med observasjonene.

Da Wallenberg gruve ble avstengt og vannet begynte å stige, var antakelig konsentrasjonen av kopper og sink i gruvevannet mer enn henholdsvis 500 og 900 mg/l og pH var noe over 2,0. Da man startet å pumpe ut gruvevann etter ca. 9 år var kopperkonsentrasjonen i det "egentlige" gruvevannet sunket til mindre enn 1 mg Cu/l og sinkinnholdet var steget til mer enn 2 g Zn/l. pH steg i samme tidsrom fra omkring 2 i det opprinnelige gruvevannet, til mellom 4 og 5.

Følgende oppsummering av endringene er et godt utgangspunkt for en diskusjon om årsaken til endringene:

- Alt jern i gruvevannet opptrer som toverdig, mens jern i overflatevann vanligvis er treverdige eller en blanding av toverdige og treverdige.
- Sulfatkonsentrasjonen har avtatt meget lite på de største dypene - nivå 490 og 430 m - og er antakelig omtrent som ved starten av oppfyllingen eller litt lavere.
- Innholdet av kopper i gruvevann er nesten alltid meget lavt (< 1 mg Cu/l).
- Innholdet av sink i gruvevann er alltid høyt, og særlig høyt i prøver med lavt kopper innhold.
- Fra nivå 380 og oppover har sinkkonsentrasjonen avtatt sterkt i den siste tiden av oppfyllingen, det samme gjelder også sulfatkonsentrasjonen.

- pH i gruvevannet er betydelig høyere enn det som var vanlig før vannfyllingen startet.
- Innhold av karbondioksid i gruvevannet er høyt - opptil 80 g CO₂/l er registrert.

Forandringer som er observert i vannkvaliteten høyt oppe i Wallenberg sjakt skyldes fortynning med overflatevann og vannbevegelse på grunn av variasjon i tilrenningen til gruva. Disse endringene vil ikke bli nærmere diskutert her.

Reduksjonen av jern (III) til jern (II)-ioner ved kontakt med pyritt er omtalt i litteraturen (Stumm and Morgan 1981). At kopperioner kan adsorberes på pyritt ved pH-verdier over 3,5 er også omtalt tidligere (Ljøkjell 1980).

De store gruverommene i Løkken med store mengder innrast berg og tilbakefylte masser, gir store flater med mineraler, som etter dette kan reagere med gruvevannet.

Det er foreløpig vanskelig å gi en kvantitativ vurdering av disse prosessene, men ut fra løselighet av metallsulfider kan det gis en kvalitativ vurdering av reaksjonen mellom kopper, sink og pyritt.

Reaksjonslikningen for en slik reaksjon kan generelt skrives slik:



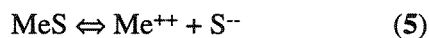
Likevektskonstanten for reaksjonen beskriver i hvilken retning reaksjonen er forskjøvet ved likevekt. En høy likevektskonstant indikerer en sterk forskyvning mot likningens høyre side. En lav konstant indikerer at likevekten i mindre grad er forskjøvet mot høyre eller ved svært lave konstanter om likevekten kan være forskjøvet mot venstre. Likevektskonstantene for reaksjonene i likning (4) kan settes opp slik:

$$K_{\text{Fe}^{++}/\text{Me}^{++}} = \frac{[\text{Fe}^{++}] \cdot [\text{MeS}]}{[\text{Me}^{++}] \cdot [\text{FeS}]}$$

Hakeparentesene betegner molare konsentrasjoner eller aktivitet for reaktantene. Når fast fase inngår i overskudd i en slik reaksjon er det vanlig å definere aktiviteten lik 1 for dette stoffet, og likevektskonstanten blir:

$$K_{\text{Fe}^{++}/\text{Me}^{++}} = \frac{[\text{Fe}^{++}]}{[\text{Me}^{++}]}$$

Fordi likevekten vi betrakter her gjelder fordeling av metallioner mellom fast sulfid og vann, er konsentrasjonen av metallioner hele tiden styrt av løselighetsprodukter for metallsulfidene:



$$[\text{Me}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}] = L_{\text{MeS}}$$

Likevektskonstanten for adsorpsjon av tungmetallioner på jernsulfider kan derfor skrives:

$$K = \frac{[\text{Fe}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]}{[\text{Me}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]} = \frac{L_{\text{FeS}}}{L_{\text{MeS}}}$$

Tilsvarende resonnement gir følgende resultater for henholdsvis Fe^{++} , Cu^{++} og Zn^{++} :

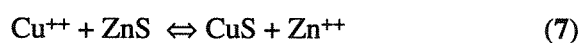
Kopper/Jern



$$K_{\text{Fe}^{++}/\text{Cu}^{++}} = \frac{[\text{Fe}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]}{[\text{Cu}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]} = \frac{[\text{Fe}^{++}]}{[\text{Cu}^{++}]} = \frac{5 \cdot 10^{-18}}{6 \cdot 10^{-36}} = 8 \cdot 10^{17}$$

Den høye verdien for $K_{\text{Fe}^{++}/\text{Cu}^{++}}$ indikerer at reaksjonen er sterkt forskjøvet mot høyre, slik at kopper i stor grad vil kunne erstatte jernioner i svovelkis og magnetkis.

Kopper/sink



$$K_{\text{Zn}^{++}/\text{Cu}^{++}} = \frac{[\text{Zn}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]}{[\text{Cu}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]} = \frac{[\text{Zn}^{++}]}{[\text{Cu}^{++}]} = \frac{2 \cdot 10^{-24}}{6 \cdot 10^{-36}} = 3.3 \cdot 10^{11}$$

Også for likevekten mellom kopper og sink i relasjon til de tilsvarende sulfidene er den beregnede konstanten høy og indikerer at kopper vil ha en tendens til å erstatte sink i sulfimineraler. Dette er nettopp det som observeres ved tilsetning av koppersulfat (CuSO_4) ved flotasjon av sinkblende, der sinken "aktiveres" av kopperionene slik at flotasjonen av sinkkonsentrat kan foregå ved samme betingelser som ved flotasjonen av kopper.

Jern/sink

For forholdet mellom jern og sink kan en likevektskonstant beregnes slik:



$$K_{\text{Fe}^{++}/\text{Zn}^{++}} = \frac{[\text{Fe}^{++}] \cdot [\text{S}^{-}]}{[\text{Zn}^{++}] \cdot [\text{S}^{--}]} = \frac{[\text{Fe}^{++}]}{[\text{Zn}^{++}]} = \frac{5 \cdot 10^{-18}}{2 \cdot 10^{-22}} = 2.5 \cdot 10^4$$

Verdien viser at også sink i større grad enn jern(II) vil inngå i sulfidmineraler som står i likevekt med en vandig løsning.

Det er imidlertid flere forhold som kommer inn og forstyrrer de enkle forhold som forutsettes i likningene ovenfor. Totalkonsentrasjonen av jernioner i vannet er mye høyere enn andre metallkonsentrasjoner, noe som vil favorisere dannelsen av jernsulfider. Selv om de sulfidkonsentrasjonene det er tale om her er meget lave, er det bare en liten andel som foreligger som sulfidioner (S^{-}) og kan delta i fellingen av jern, kopper og sink. Ved lave pH-verdier vil mesteparten foreligge som H_2S eller HS^{-} . Dette vil favorisere adsorpsjonen av kopper på jernsulfider, mens løseligheten av sink er relativ høy ved samme pH-verdi.

For at prosessene som er beskrevet ovenfor skal fortsette, må vannet ikke tilføres oksygen i gruva og det må være tilstrekkelig jensulfidmineraler til å redusere alt jern(III) til jern(II)-ioner. Det er også en nødvendig forutsetning at tilgangen på basiske bergarter er tilstrekkelig til å heve pH over 3,5 i det forurensete vannet som eventuelt tilføres.

Skulle tilførselen av surt metallholdig vann til gruva bli stanset, vil gruvevannet etter hvert bli mindre forurenset i overflaten, slik det er beskrevet av NIVA (Arnesen 1976).

Tiltaksplanen i Løkken er basert på de kjemiske reaksjonene som foregår i Løkkengruva. Fordi reaksjonene som har en gunstig virkning på gruvevannet, fører til et forbruk av bergartene som deltar i prosessene, kan den positive effekten av passasjen gjennom gruva være tidsbegrenset. Varigheten av effekten lar seg i dag ikke kvantifisere fordi mengden av de ulike bergartene og arealene av deres reaktive flater ikke er kjent.

Kopperkonsentrasjonen i nivået rett under det gruvevannet pumpes fra, har imidlertid økt noe. Det synes å ha sammenheng med mengden av vann som føres inn i gruva, og det er viktig å holde transporten av vann inn i gruva så lav som mulig for å opprettholde den gunstige virkningen lengst mulig.

Tanken ved prosjektet var også å utvikle bruken av gruva som en metode for rensing av gruvevann generelt. Tanken var i så fall å stimulere prosessene som foregår ved å tilsette stoffer som er begrensede for aktiviteten. I og med at vi nå anser årsaken til renseeffekten å være primært kjemisk, er det foreløpig vanskelig å tenke seg noen videreføring av prosjektet i den retningen. Det som kan være aktuelt er å gjennomføre en behandling av vannet før det ledes inn i gruva eller evt. ved utpumpingen. Her kan både kjemisk og bakteriologisk (SRB) behandling være mulig. Kunnskapene som er kommet frem gjennom prosjektet, vil imidlertid være meget nyttig ved åpning eller avslutning av andre gruver

Det er også av stor interesse å videreføre prosjektet i form av undersøkelse av de kjemiske reaksjonene mellom gruvevann og mineraler som pyritt, kalkspatt, dolomitt og aluminium og kalsiumholdige bergarter. Kolonneforsøk som supplerer dem som allerede er utført, er allerede i gang etter bevilgning fra SFT.

Bruk av gruverom for deponering av slam etter en renseprosess er også en aktuell videreføring av tanken om å bruke gruva i renseprosessen. Det er delvis vanskeligjort i Løkken ved at gruva allerede var avstengt og delvis vannfylt da undersøkelsene startet.

9. Referanser

Arnesen, R.T. 1976

Avløpsvann fra vannfylt gruve, Orkla Industrier A/S
NIVA-rapport O-76031, pp. 11, Mars 1976

Arnesen, R.T., Iversen, E.R., Källqvist, T., Laake, M. Lien, T. and Christensen, B. 1991

Monitoring the Water Quality During the Filling of the Løkken Mine: A Possible Role of Sulfate-Reducing Bacteria in Metals Removal.

Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept. 16. - 18. , 1991, Montreal,
Vol.: 3, pp 201-217

Arnesen, R.T. 1993

Vannforurensning fra sulfidmalmgruver med utslipp til ferskvann.
NIVA-rapport O-67081/O-92204, L.nr.: 2849, Januar 1993

Aylward, G.H. and Findlay, T.J. 1974

SI - Chemical Data

John Wiley & Sons, Milton Queensland, Australia

Cord-Ruwisch, R. 1983

A quick method for the determination of dissolved and precipitated sulfides in cultures of sulfate-reducing bacteria.

J. Microbiol. Methods, 4:33-36

Dvorak, D. H., Hedin, R.S., Edenborn, H.M. and McIntyre, P.E. 1992

Treatment of metal-contaminated water using bacterial sulfate reduction: results from pilot scale reactors.

Biotechnology and Bioengineering, 40:609-616

Fukui, M. and Takii, S. 1990

Survival of sulfate-reducing bacteria in oxic surface sediment of a seawater lake.

FEMS Microbiol. Ecol. 73:317-322

Herlihy, A.T. and Mills, A.L. 1989

Factors controlling the removal of sulfate and acidity from the waters of an acidified lake.

Water Air Soil Pollut. 45:135-155

Hicks, S.J. and Rowbury, R.J. 1988

Col V plasmids and the resistance of *Escherichia coli* to divalent copper ions.

Letters in Appl. Microbiol., 6:15:18

Kleinmann, R.L.P., Hedin, R.S. and Edenborn, H.M. 1991

Biological Treatment of Mine Water - An Overview

Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept. 16. - 18. 1991, Montreal

Vol.: 4, pp 27-42

Kuyucak, N., St-Germain, P. and Wheeland, K.G. 1991

In situ bacterial treatment of AMD in open pits.

Proceedings, Sec. Int. Conference on the abatement of acidic drainage, Montreal, Canada Sept, 16-18, 1991, Vol. 1:335-354

- Ljøkjell, P. 1980
Adsorpsjon av Cu og Zn-ioner på svovelkis og magnetkis
Bergforskningen Teknisk rapport, Vol.: 47/2, pp. 51, Mai 1980
- Maree, J.P. and Strydom, W.F. 1985
Biological sulfate removal in an upflow backed bed reactor
Water Res. Vol.19:1101-1106
- Reynolds, J.S., Bolis, J.L., Macheimer, S.D. and Wildeman, T.R. 1991
Sulfate reduction in a constructed wetland. "Preprint extended abstract".
Presented before the Division of Environmental Chemistry, American Chemical Society, Atlanta, GA,
April 14-19, 1991
- Stumm, W. and Morgan, J.J. 1981
Aquatic Chemistry
John Wiley & Sons, New York, 1981
- Tuttle, L.H., Dugan, P.R. and Randles, C.I. 1969
Microbial sulfate reduction and its potential utility as an acid mine water pollution abatement
procedure.
Appl. Microbiol. 17:297-302
- Øren, K., Arnesen, R.T., Iversen, E.R., Knudsen, C.-H., Lundgren, T. og Skjelkvåle, B.L. 1990
Løkken Gruber A/S & Co, Vurdering av foururensningsstatue og alternative tiltak for å redusere
forurensningstilførselene fra gruveområdet.
NIVA-rapport O-88226, L.nr.: 2400, pp. 163, Mai 1990

Vedlegg 1

Tabell 15 Vannprøver fra overflaten eller nær overflaten i Wallenberg sjakt, Løkken.
Generell vannkvalitet. (Forts. neste side)

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	Temp. °C	pH	Konduk- tivitet mS/m	Sul- fat mg/l	Kalsi- um mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l
04.11.86	333	331	16.2	5.85	69.1	340	88	17.5	-
01.12.86	328	328	-	-	-	-	-	-	0.44
06.01.87	324	324	-	6.6	60.1	280	82.8	-	-
02.03.87	321	321	-	5.88	62.6	311	76.6	19	-
02.04.87	320	320	-	5.67	63.5	301	81.2	20.2	-
04.05.87	314	314	-	5.7	61.6	320	78.8	17.7	1.17
01.06.87	310	310	-	5.94	63.9	305	81	18.8	0.005
17.06.87	311	310	16.0	5.89	64.5	318	84.1	19.4	0.12
04.08.87	307	307	-	5.09	68	356	110	21.7	0.35
01.09.87	306.5	306.5	-	6.03	69.3	328	83	22	0.11
09.11.87	300.5	300.5	-	4.07	373	2640	327	305	16.6
11.11.87	302	299.8	17.8	5.45	478	3080	416	501	3.27
02.12.87	294	294	-	5.4	598	4800	485	780	2.72
05.01.88	294	294	-	7.1	74.7	290	94.8	29	0.4
02.02.88	294	294	-	6.71	79.7	344	103	38.4	0.47
07.03.88	291.8	291.8	-	6.52	82.7	400	98	36.4	0.25
06.04.88	291.6	291.6	-	6.76	87.9	414	103	40.2	0.26
10.05.88	288.6	286.6	17	6.57	69.9	302	86.9	26.2	0.46
06.06.88	278.8	278.8	-	6.68	69.5	300	88.5	27.8	0.4
04.07.88	278.8	278.8	-	6.53	74.5	308	87.2	33	-
02.08.88	277	277	-	6.59	78.3	340	92.4	32.2	-
05.09.88	273.9	273.9	-	6.51	79	365	100	35.5	0.33
29.09.88	273	271	17.0	6.12	61.5	400	100	34.9	0.19
01.11.88	265.8	265.8	-	6.92	83.8	384	137	33.7	0.1
05.12.88	259.3	259.3	-	6.76	81.7	378	109	30.8	0.15
02.01.89	255.6	255.6	-	6.32	75.9	366	98.9	28.1	-
01.02.89	245	245	-	5.5	67.1	342	87	20	-
08.03.89	238.4	236.4	15.4	6.09	71.3	336	91.8	24	0.1
03.04.89	232.4	232.4	-	6.14	74	308	96	23	-
02.05.89	223.8	223.8	-	6.88	64.3	248	85.2	21.7	0.07
02.06.89	218.4	218.4	-	6.31	66.6	272	81	24	0.09
01.09.89	211.7	211.7	-	6.56	81.6	376	93.8	32	-
02.10.89	209.7	209.7	-	6.33	83.2	396	102	35.4	-
01.11.89	208.1	208.1	-	6.79	85.3	410	96.3	36.2	0.183
01.12.89	206	206	-	6.62	84.7	406	97.6	35.8	0.048
12.12.89	207	204.5	16.4	6.3	78	408	97.9	31.8	0.13
06.03.90	200	197.8	18.2	6.07	192	1520	343	78	0.16
26.10.90	200	181.7	17.8	6.61	98	425	132	30.4	0.145
01.02.91	177.2	177.2	-	-	-	-	-	-	-
01.03.91	176.1	176.1	-	-	-	-	-	-	-
02.04.91	174.8	174.8	-	-	-	-	-	-	-
03.05.91	173.2	173.2	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 15 (Forts.) Vannprøver fra overflaten eller nær overflaten i Wallenberg sjakt, Løkken generell vannkvalitet.

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	Temp. gr C	pH	Konduk- tivitet mS/m	Sulfat mg/l	Kalsi- um mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l
23.05.91	171.6	171.6	16.4	6.85	89.8	308	124	22.3	0.125
01.07.91	169.5	169.5	-	6.11	81.7	-	-	-	-
05.08.91	166.9	166.9	-	-	-	-	-	-	-
02.09.91	165.6	165.6	-	-	-	-	-	-	-
01.10.91	163.4	163.4	-	-	-	-	-	-	-
01.11.91	161.7	161.7	-	-	-	-	-	-	-
28.11.91	165	158.8	13.6	6.61	89.1	333	155	23.2	-
02.01.92	157.5	157.5	-	6.99	95.9	359	147	28.1	0.16
03.02.92	149.1	149.1	-	6.21	63.2	239	90.2	12.7	0.22
04.03.92	143	143	-	6.2	77	320	110	20.2	0.64
18.03.92	145	140	11.2	6.5	82.1	317	114	20.9	0.21
01.04.92	137.6	137.6	-	6.55	80.8	326	119	22.3	0.17
04.05.92	137.1	137.1	-	6.62	81.3	279	112	24.3	0.54
02.06.92	136.3	136.3	-	6.88	84.7	282	108	24.9	0.32
01.07.92	139.6	139.6	-	6.9	80.9	329	128	31.7	0.14
03.08.92	141.3	141.3	-	6.7	83.4	329	122	30.6	0.68
02.09.92	141	141	-	6.61	85.2	407	136	33.3	0.64
01.10.92	141.7	141.7	-	6.89	84.1	425	148	38.8	0.2
27.10.92	145	141.7	13.8	6.89	82	374	136	34.1	0.15

Tabell 16 Vannprøver fra overflaten eller nær overflaten i Wallenberg sjakt, Løkken
pH, sulfat og tungmetaller (forts. nete side).

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	pH	Sulfat mg/l	Jern-tot. mg/l	Jern(II) mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium mg/l
04.11.86	333	331	5.85	340	1.63	1.15	0.31	1.54	4.4
01.12.86	328	328	-	-	2.14	-	0.37	1.68	5.1
06.01.87	324	324	6.6	280	1.52	-	0.13	4.54	11.2
02.03.87	321	321	5.88	311	0.02	-	0.03	3.71	4.1
02.04.87	320	320	5.67	301	0.7	-	0.17	0.94	2.4
04.05.87	314	314	5.7	320	5.64	-	1.37	4.03	20
01.06.87	310	310	5.94	305	0.36	-	0.29	2.27	10
17.06.87	311	310	5.89	318	0.86	0.23	0.64	2.87	10
04.08.87	307	307	5.09	356	8.2	-	0.31	1.32	4.2
01.09.87	306.5	306.5	6.03	328	0.88	-	0.16	1.19	4.3
09.11.87	300.5	300.5	4.07	2640	157	-	19	48.1	160
11.11.87	302	299.8	5.45	3080	121	0.5	15.2	41.2	230
02.12.87	294	294	5.4	4800	241	-	16.8	65	150
05.01.88	294	294	7.1	290	1.34	-	0.28	1.22	3.9
02.02.88	294	294	6.71	344	2.74	-	0.22	1.18	3.7
07.03.88	291.8	291.8	6.52	400	4.71	-	0.17	0.84	3.2
06.04.88	291.6	291.6	6.76	414	5.94	-	0.17	0.63	1.9
10.05.88	288.6	286.6	6.57	302	3.4	0.84	0.21	0.73	2.9
06.06.88	278.8	278.8	6.68	300	3.88	-	0.28	0.94	3.4
04.07.88	278.8	278.8	6.53	308	6.29	-	0.23	0.78	2.2
02.08.88	277	277	6.59	340	6.46	-	0.24	0.93	2.9
05.09.88	273.9	273.9	6.51	365	7.1	-	0.17	0.63	6
29.09.88	273	271	6.12	400	1.57	-	0.56	2.41	6
01.11.88	265.8	265.8	6.92	384	1.75	-	0.14	2.05	3.5
05.12.88	259.3	259.3	6.76	378	0.55	-	0.22	1.99	5
02.01.89	255.6	255.6	6.32	366	4.73	-	0.73	2.1	6.9
01.02.89	245	245	5.5	342	14.1	-	2.69	5.9	20
08.03.89	238.4	236.4	6.09	336	1.15	-	0.16	2.22	6
03.04.89	232.4	232.4	6.14	308	5.09	-	1.22	3.57	10.9
02.05.89	223.8	223.8	6.88	248	1.52	-	0.17	1.81	4.9
02.06.89	218.4	218.4	6.31	272	4.52	-	0.13	1.55	3.8
01.09.89	211.7	211.7	6.56	376	2.13	-	0.05	0.54	0.85
02.10.89	209.7	209.7	6.33	396	4.93	-	0.034	0.34	0.47
01.11.89	208.1	208.1	6.79	410	4.07	-	0.07	0.29	0.36
01.12.89	206	206	6.62	406	3.68	-	0.039	0.58	0.46
12.12.89	207	204.5	6.3	408	1.19	-	0.22	1.04	3.3
06.03.90	200	197.8	6.07	1520	21.2	32.4	0.27	8.6	24
26.10.90	200	181.7	6.61	425	0.55	-	0.16	1.45	4.9
01.02.91	177.2	177.2	-	-	0.22	-	0.1	1.15	-
01.03.91	176.1	176.1	-	-	0.73	-	0.13	1.34	-
02.04.91	174.8	174.8	-	-	0.6	-	0.12	1.11	-
03.05.91	173.2	173.2	-	-	0.43	-	0.13	1.08	-

Tabell 17 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt, Prøver tatt ved snitt i sjakten
Generell vannkvalitet (forts.neste side)

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	Temp. °C	pH	Kond. mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium µg/l
17.09.86	390	336	16.2	2.8	1790	23400	476	1610	426
17.09.86	490	336	16.2	3.96	3490	74200	600	3100	1362
04.11.86	381	331	16.5	2.54	1376	15000	470	1035	323
04.11.86	440	331	14.5	3.32	3180	52500	520	2000	988
17.06.87	320	310	16	5.77	65.7	304	85.8	19.4	0.13
08.07.87	328	308	16	5.1	70.6	336	85.7	20.9	0.12
08.07.87	358	308	17	3.78	915	8850	439	855	144
08.07.87	390	308	16.2	3.72	2800	45200	507	2580	570
08.07.87	440	308	17	3.41	3040	52100	527	2750	1035
08.07.87	490	308	15	3.92	3640	71700	519	2920	1165
11.11.87	320	299.8	16.3	4.99	602	4920	415	640	3.19
11.11.87	360	299.8	16.7	4.19	830	8000	420	820	48.7
10.05.88	292	286.6	17.2	6.59	69.9	290	86	26	0.42
10.05.88	300	286.6	18.9	5.95	681	4620	497	870	0.62
10.05.88	315	286.6	17.6	5.86	681	5000	494	860	0.31
29.09.88	285	271	17	6.19	62	388	102	35.5	0.2
29.09.88	300	271	17.2	6.08	80	494	105	57	0.24
29.09.88	340	271	17.7	5.7	455	5325	485	870	0.29
29.09.88	380	271	16.9	4.93	490	6560	437	870	4.19
29.09.88	430	271	15.8	4.39	1140	20600	392	1700	122
08.03.89	300	236.4	17.9	5.59	696.8	5550	469	810	9.64
08.03.89	340	236.4	17.5	5.49	736.2	6150	478	880	0.71
08.03.89	380	236.4	17.5	5.39	743.3	7000	473	900	2.01
08.03.89	430	236.4	16	4.03	2803	47600	454	2400	681
08.03.89	480	236.4	16.2	4.2	3527	66000	461	2600	800
11.05.89	430	221.6	15.9	4.45	855	7300	365	880	49.3
02.06.89	218.4	218.4		6.31	66.6	272	81	24	0.09
05.07.89	430	215.8	15.9	4.3	2470	34400	426	2070	214
12.12.89	265	204.5	16.4	6.21	78.1	400	102	33.1	0.1
12.12.89	300	204.5	16.4	6.15	78.7	393	98.3	32.7	0.2
12.12.89	340	204.5	19	4.91	668	7000	430	810	28.5
12.12.89	380	204.5	16.5	6.14	78	415	96.9	32.9	0.2
12.12.89	430	204.5	16.4	4.4	2070	35000	387	2050	140.8
12.12.89	490	204.5	16.4	4.11	2480	44200	397	2040	674
06.03.90	300	197.8	17.9	5.77	593	5860	449	1200	1.14
06.03.90	340	197.8	17.5	5.24	632	6400	407	850	1.96
06.03.90	380	197.8	15.9	4.8	1420	24000	375	1690	18.1
06.03.90	430	197.8	16.8	4.32	3161	66400	420	2400	451
06.03.90	490	197.8	17.1	4.16	3360	72200	408	2650	787

Tabell 17 (Forts.) Analyseresultater fra Wallenberg sjakt, Prøver tatt ved snitt i sjakten
Generell vannkvalitet

	Prøve- nivå m	Vann- stand m	Temp. °C	pH	Kond. mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium µg/l
26.10.90	300	181.7	17.5	5.48	629	5140	445	730	2
26.10.90	340	181.7	17.5	5.37	647	5000	435	720	1.4
26.10.90	380	181.7	16	5.05	1202	13600	389	1470	5.2
26.10.90	430	181.7	16.2	4.44	2535	53000	433	2820	265
26.10.90	490	181.7	17	4.22	3130	63400	443	2770	690
23.05.91	200	171.6	16.5	6.99	94.2	318	124	22.8	0.095
23.05.91	300	171.6	16.8	6.01	613	4420	484	730	0.775
23.05.91	340	171.6	16.2	5.72	652	5340	450	840	0.98
23.05.91	380	171.6	15.5	5.33	855	10700	413	1350	4.44
23.05.91	430	171.6	16.2	4.52	2641	51800	465	2670	323
23.05.91	490	171.6	14.4	4.29	2856	56000	475	2520	708
28.11.91	195	158.8	13.1	6.78	82.6	327	147	24.1	-
28.11.91	200	158.8	16	5.49	401	3595	550	409	-
28.11.91	205	158.8	13.7	6.49	91	330	152	26.2	-
28.11.91	295	158.8	16.9	6.05	502	4404	551	787	-
28.11.91	300	158.8	16.9	5.95	549	4494	552	793	-
28.11.91	305	158.8	16.3	5.96	503	4524	555	802	-
28.11.91	335	158.8	16.8	5.98	483	4404	536	775	-
28.11.91	340	158.8	16.7	5.95	576	4764	563	1000	-
28.11.91	345	158.8	16.8	5.96	550	4404	540	783	-
28.11.91	375	158.8	16.8	5.87	593	4943	565	992	-
28.11.91	380	158.8	16.4	5.39	600	6112	490	997	-
28.11.91	385	158.8	16.1	5.35	661	6621	523	1070	-
28.11.91	430	158.8	16.1	4.09	1806	31460	379	1850	-
28.11.91	490	158.8	-	4.23	2409	42840	390	2170	-
18.03.92	160	140	11.5	6.47	84.7	326	114	21.7	0.27
18.03.92	200	140	11.5	6.47	85.4	314	114	20.8	0.16
18.03.92	300	140	15.4	5.79	561	2770	468	443	0.28
18.03.92	340	140	15.6	5.9	573	2910	467	507	0.29
18.03.92	380	140	16.2	6.04	667	2725	438	667	0.24
18.03.92	430	140	16.3	4.62	2070	50000	440	3030	159
18.03.92	490	140	13.9	4.32	2335	64970	455	3130	606

Tabell 18 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt, Prøver tatt ved snitt i sjakten
Tungmetaller (forts. neste side)

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	pH	Jern-tot. mg/l	Jern(II) mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium µg/l
17.09.86	390	336	2.8	5750	700	120	1240	1980
17.09.86	490	336	3.96	25700	1000	0.7	4130	105
04.11.86	381	331	2.54	2580	3000	157	504	1540
04.11.86	440	331	3.32	16900	18750	47.2	2900	7200
17.06.87	320	310	5.77	0.98	0.23	0.49	2.6	10
08.07.87	328	308	5.1	1.07	0.19	0.28	1.71	4.1
08.07.87	358	308	3.78	1280	1400	36.5	303	880
08.07.87	390	308	3.72	14000	16600	18.8	2370	3050
08.07.87	440	308	3.41	20000	17000	30.1	2650	6290
08.07.87	490	308	3.92	26200	26000	1.49	3730	45
11.11.87	320	299.8	4.99	315	0.025	9.1	95	230
11.11.87	360	299.8	4.19	950	0.65	25.9	287	760
10.05.88	292	286.6	6.59	3.34	0.85	0.22	0.74	2.9
10.05.88	300	286.6	5.95	114	110	0.62	35.1	50
10.05.88	315	286.6	5.86	148	145	0.31	28.8	42
29.09.88	285	271	6.19	1.67	-	0.55	2.46	6
29.09.88	300	271	6.08	8.35	-	0.78	3.79	8
29.09.88	340	271	5.7	240	-	3.5	91	160
29.09.88	380	271	4.93	608	-	5.98	188	380
29.09.88	430	271	4.39	6650	-	0.83	1240	160
08.03.89	300	236.4	5.59	456	-	5.79	112	230
08.03.89	340	236.4	5.49	437	-	6.62	152	290
08.03.89	380	236.4	5.39	473	-	15.7	184	430
08.03.89	430	236.4	4.03	15900	-	0.21	2540	110
08.03.89	480	236.4	4.2	21800	-	0.38	3400	220
11.05.89	430	221.6	4.45	1070	-	23.2	323	580
02.06.89	218.4	218.4	6.31	4.52	-	0.13	1.55	3.8
05.07.89	430	215.8	4.3	12500	-	0.41	1960	12.1
12.12.89	265	204.5	6.21	0.93	-	0.16	0.97	3
12.12.89	300	204.5	6.15	1.08	-	0.2	1.01	3.2
12.12.89	340	204.5	4.91	640	-	22.4	153	430
12.12.89	380	204.5	6.14	1.15	-	0.17	0.98	3
12.12.89	430	204.5	4.4	11000	-	0.42	1760	30
12.12.89	490	204.5	4.11	13800	-	0.36	2390	3
06.03.90	300	197.8	5.77	252	332	1	32.3	34
06.03.90	340	197.8	5.24	509	0	9.08	119	240
06.03.90	380	197.8	4.8	5350	7400	1.7	820	39
06.03.90	430	197.8	4.32	19500	25600	0.28	2940	420
06.03.90	490	197.8	4.16	21100	24400	0.35	3360	400

Tabell 18 (Forts.) Analyseresultater fra Wallenberg sjakt, Prøver tatt ved snitt i sjakten
Tungmetaller

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	pH	Jern-tot. mg/l	Jern(II) mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium µg/l
26.10.90	300	181.7	5.48	372	-	2.33	87	130
26.10.90	340	181.7	5.37	381	-	2.34	95	130
26.10.90	380	181.7	5.05	2530	-	2	428	160
26.10.90	430	181.7	4.44	18600	-	0.63	2940	280
26.10.90	490	181.7	4.22	24000	-	0.62	3410	420
23.05.91	200	171.6	6.99	0.45	-	0.13	1.08	3.9
23.05.91	300	171.6	6.01	242	-	0.49	32.8	34.8
23.05.91	340	171.6	5.72	345	-	1.75	79	130
23.05.91	380	171.6	5.33	1880	-	0.78	294	70
23.05.91	430	171.6	4.52	17700	-	0.35	2758	190
23.05.91	490	171.6	4.29	19800	-	0.42	2994	150
28.11.91	195	158.8	6.78	3.9	-	0.55	1.69	-
28.11.91	200	158.8	5.49	265	-	2.45	67.7	80
28.11.91	205	158.8	6.49	4.6	-	0.32	2.06	-
28.11.91	295	158.8	6.05	256	-	0.18	31.5	-
28.11.91	300	158.8	5.95	255	-	0.15	31.7	-
28.11.91	305	158.8	5.96	286	-	0.11	36.3	-
28.11.91	335	158.8	5.98	261	-	0.05	29.6	-
28.11.91	340	158.8	5.95	125	-	0.13	15	-
28.11.91	345	158.8	5.96	260	-	0.15	29.5	-
28.11.91	375	158.8	5.87	180	-	0.29	20.8	-
28.11.91	380	158.8	5.39	550	-	0.025	72.3	-
28.11.91	385	158.8	5.35	638	-	0.025	52.7	-
28.11.91	430	158.8	4.09	10400	-	0.9	1623	-
28.11.91	490	158.8	4.23	14500	-	3.74	2220	100
18.03.92	160	140	6.47	5.61	0.28	0.4	4.63	14
18.03.92	200	140	6.47	1.12	0.32	0.37	3.97	13
18.03.92	300	140	5.79	262	860	0.09	22	3
18.03.92	340	140	5.9	226	1040	0.09	19.2	6
18.03.92	380	140	6.04	154	1070	0.06	12.1	11
18.03.92	430	140	4.62	18800	35000	0.45	2230	230
18.03.92	490	140	4.32	25600	51500	0.54	2670	140

Tabell 19 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt, Løkken
 Alle prøver tatt i sjakten etter at pumping av gruvevann startet
 Generelle vannkvalitetsparametre

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	Temp °C	pH	Kond. mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l
04.05.92	137.1	137.1		6.62	81.3	279	112	24.3	0.54
02.06.92	136.3	136.3		6.88	84.7	282	108	24.9	0.32
01.07.92	139.6	139.6		6.90	80.9	329	128	31.7	0.14
03.08.92	141.3	141.3		6.70	83.4	329	122	30.6	0.68
02.09.92	141	141		6.61	85.2	407	136	33.3	0.64
01.10.92	141.7	141.7		6.89	84.1	425	148	38.8	0.2
27.10.92	145	141.7	13.8	6.89	82	374	136	34.1	0.15
27.10.92	160		15.6	5.75	318	2042	460	310	1.29
27.10.92	200		15.5	5.49	364	2540	486	353	1.57
27.10.92	300		16.8	6.10	439	2660	498	758	0.13
27.10.92	340		16.6	6.03	494	3054	483	932	0.1
27.10.92	380		16.2	5.69	495	5660	497	989	2.37
27.10.92	430		16.5	4.60	1429	41920	465	2690	188
29.04.93	300		16.2	6.01	559	3832	553	807	11.6
29.04.93	340		16.1	6.05	589	4102	527	884	8.45
29.04.93	380		15.1	5.51	827	8982	445	1330	11.2
29.04.93	430		15.7	4.76	2040	47305	511	3030	128
20.10.93	140	136	13.2	7.02	82.3	323	135	28.9	0.15
20.10.93	160		15	6.01	339	2401	536	288	3.02
20.10.93	200		15	5.16	366	3024	535	331	18.8
20.10.93	300		16.3	6.22	529	3952	583	843	4.77
20.10.93	340		16	6.13	568	4850	570	1030	6.87
20.10.93	380		15.2	5.63	775	9940	473	1420	9.45
20.10.93	430		16	4.92	1508	49700	537	3210	123
20.10.93	490		14.2	4.36	1688	64370	539	3180	658

Tabell 20 Analyseresultater fra Wallenberg sjakt, Løkken
 Alle prøver tatt i sjakten etter at pumping av gruvevann startet
 Tungmetaller

Dato	Prøve- nivå m	Vann- stand m	pH	Jern tot. mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium µg/l
04.05.92	137.1	137.1	6.62	3.08	0.53	1.84	
02.06.92	136.3	136.3	6.88	1.88	0.28	1.4	
01.07.92	139.6	139.6	6.9	2.31	0.1	1.18	
03.08.92	141.3	141.3	6.7	3.26	0.61	1.8	
02.09.92	141	141	6.61	3.42	0.63	3.37	
01.10.92	141.7	141.7	6.89	2.84	0.1	1.78	
27.10.92	145	141.7	6.89	2.64	0.16	1.56	4.7
27.10.92	160		5.75	125	1.54	26.3	53
27.10.92	200		5.49	166	2.06	36.5	71
27.10.92	300		6.1	75.8	0.05	3.83	5.5
27.10.92	340		6.03	57	0.053	4.81	12
27.10.92	380		5.69	391	1.36	26.5	22
27.10.92	430		4.6	13900	0.57	2210	330
29.04.93	300		6.01	78.8	0.46	4.43	4.61
29.04.93	340		6.05	61.6	0.99	7.66	11.3
29.04.93	380		5.51	1420	0.47	96.6	7.16
29.04.93	430		4.76	17900	0.52	2970	820
20.10.93	140	136	7.02	1.8	0.31	1.27	
20.10.93	160		6.01	105	2.82	20.1	
20.10.93	200		5.16	173	11.1	38.1	
20.10.93	300		6.22	76.4	0.3	3.65	
20.10.93	340		6.13	150	0.5	5.4	
20.10.93	380		5.63	1670	0.2	153	
20.10.93	430		4.92	18800	0.9	2820	600
20.10.93	490		4.36	25400	0.9	3680	910

Tabell 21 St. A Vann fra pumpestasjon i dalen mellom velte og Raubekken. Prøver tatt ved uløp i Gammelgruva

Dato	Vannf m ³ /d	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l	Jern mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium mg/l
01.12.92		2.58	378	3204	377	121.0	141.0	399	54.4	60.5	0.23
07.12.92	157	2.64	330	2976	278	112.0	137.0	392	55.4	63.9	0.25
15.12.92	72	2.65	268	2110	209	77.1	88.6	263	35.0	41.5	0.15
21.12.92	209	2.42	362	3473	296	126.0	158.0	480	65.5	74.6	0.28
28.12.92	186	2.50	297	2246	240	74.1	88.4	273	51.2	73.6	0.30
04.01.93	187	2.51	385	3623	285	133.0	169.0	531	67.0	72.5	0.28
11.01.93	181	2.41	432	4401	178	132.0	173.0	1020	53.4	29.9	0.12
18.01.93	186	2.69	291	2524	237	85.4	104.0	349	58.1	70.7	0.29
25.01.93	270	2.55	389	3743	274	137.0	176.0	572	66.1	67.2	0.26
01.02.93	149	2.49	490	6078	388	197.0	260.0	975	102.0	88.6	0.34
08.02.93	153	2.66	316	2608	226	91.7	111.0	365	55.1	74.0	0.29
15.02.93	250	2.48	457	4431	328	160.0	209.0	702	83.7	88.0	0.34
22.02.93	254	2.59	524	5269	375	197.0	263.0	833	93.0	87.8	0.33
01.03.93	85	2.75	487	5240	400	204.0	227.0	861	91.4	92.3	0.33
08.03.93	72	2.71	454	5150	395	204.0	229.0	850	90.0	95.7	0.35
15.03.93	71	2.47	432	5240	380	204.0	225.0	874	94.8	106.0	0.41
22.03.93	211	2.43	447	4760	351	175.0	200.0	840	87.8	91.5	0.35
30.03.93	155	2.43	579	6257	411	244.0	276.0	1190	107.0	97.1	0.39
13.04.93	288	2.50	403	4641	340	177.0	201.0	836	86.5	86.6	0.35
19.04.93	269	2.43	539	5868	393	192.0	208.0	1090	122.0	149.0	0.54
26.04.93	889	2.49	511	4910	390	137.0	168.0	964	106.0	115.0	0.43
03.05.93	1088	2.46	502	5180	425	149.0	179.0	950	106.0	100.0	0.38
01.06.93	55	2.52	818	10719	353	456.0	544.0	2130	212.0	187.0	0.67
07.06.93	88	2.49	558	5359	376	185.0	218.0	895	102.0	103.0	0.40
14.06.93	77	2.58	441	4880	377	188.0	203.0	790	96.4	106.0	0.39
21.06.93	64	2.49	545	5299	373	202.0	214.0	885	130.0	163.0	0.59
28.06.93	100	2.57	533	5150	404	189.0	209.0	799	106.0	114.0	0.44
05.07.93	102	2.49	547	5539		203.0	208.0	895	115.0	141.0	0.54
12.07.93	107	2.49	546	5449	402	201.0	224.0	909	115.0	123.0	0.47
02.08.93	106	2.49	551	5599	420	211.0	228.0	926	137.0	158.0	0.59
09.08.93	142	2.43	529	6257	237	192.0	212.0	1560	73.6	39.0	0.18
16.08.93	355	2.49	570	5808	431	203.0	228.0	1000	137.0	125.0	0.46
23.08.93	260	2.55	447	4042	324	142.0	159.0	680	93.2	90.8	0.34
30.08.93	61	2.50	469	4581	387	146.0	185.0	719	124.0	129.0	0.47

Tabell 22 St. B. Drensgrøft under nordre tipp ved utl. av rør i Gammelgruva

Dato	Vannf. m ³ /d	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l	Jern mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium mg/l
01.12.92	43.2	2.30	497	4640	176	144.0	178.0	1090	55.0	29.0	0.15
07.12.92	64.8	2.37	475	4850	193	144.0	192.0	1100	58.7	32.1	0.13
15.12.92	38.0	2.38	439	4731	191	140.0	184.0	1070	56.2	30.8	0.13
21.12.92		2.41	395	4222	183	126.0	165.0	948	51.7	30.4	0.12
28.12.92	305.0	2.45	322	2596	141	77.6	95.6	552	32.8	20.7	0.07
04.01.93	83.8	2.35	467	5180	190	155.0	208.0	1220	63.9	33.8	0.14
11.01.93	91.6	2.59	363	3353	282	127.0	162.0	484	67.5	76.6	0.30
15.01.93		2.36	456	5150	189	151.0	201.0	1190	61.0	32.9	0.13
18.01.93	148.6	2.49	348	3623	159	106.0	136.0	816	43.5	25.4	0.09
25.01.93	113.2	2.36	507	5808	171	170.0	233.0	1380	69.2	33.3	0.17
01.02.93	57.9	2.35	515	7126	179	176.0	245.0	1420	81.1	33.6	0.13
08.02.93	225.5	2.44	428	4641	145	137.0	179.0	1140	57.3	26.9	0.11
15.02.93	276.5	2.34	515	6108	153	177.0	247.0	1530	76.3	33.0	0.14
22.02.93	77.8	2.38	611	7126	173	204.0	291.0	1730	86.1	37.5	0.16
01.03.93	91.6	2.69	594	8892	205	253.0	297.0	2550	96.8	42.5	0.21
08.03.93	102.8	2.51	603	8743	208	257.0	305.0	2530	100.0	42.5	0.20
15.03.93	184.0	2.34	462	6737	176	205.0	243.0	1890	81.6	33.4	0.16
22.03.93	305.0	2.28	538	7485	164	228.0	268.0	2140	89.6	36.4	0.19
30.03.93	120.1	2.32	632	8623	184	256.0	306.0	2540	102.0	40.2	0.22
13.04.93	371.5	2.36	528	6048	163	175.0	204.0	1700	73.0	31.7	0.16
19.04.93	1045.4	2.29	576	7695	184	216.0	252.0	2070	92.5	45.0	0.18
26.04.93	889.9	2.46	416	3862	154	111.0	134.0	951	55.0	39.6	0.15
03.05.93	120.1	2.18	586	8473	197	234.0	282.0	2320	103.0	63.6	0.31
10.05.93	86.4	2.19	864	12575	295	360.0	431.0	4400	155.0	71.7	0.36
18.05.93	145.2	2.18	850	12964	288	374.0	446.0	3500	154.0	74.0	0.37
24.05.93	72.6	2.11	1036	17036	330	500.0	580.0	4720	200.0	87.4	0.45
01.06.93	72.6	2.30	872	12545	276	350.0	427.0	3380	142.0	58.4	0.29
07.06.93	95.0	2.35	621	7575	224	218.0	256.0	2010	87.2	41.8	0.19
14.06.93	56.2	2.39	543	7665	220	228.0	254.0	2030	86.4	43.0	0.21
21.06.93	86.4	2.31	641	7844	222	239.0	266.0	2150	90.4	45.3	0.21
28.06.93	133.9	2.51	454	4641	202	142.0	155.0	1110	56.7	31.0	0.14
05.07.93	140.8	2.39	590	6168		187.0	214.0	1560	74.5	37.0	0.17
12.07.93	103.7	2.45	462	4790	212	148.0	166.0	1190	57.0	32.2	0.15
02.08.93	210.0	2.38	531	6138	232	190.0	210.0	1550	73.8	41.9	0.17
09.08.93	149.5	2.43	528	5778	242	184.0	204.0	1450	70.0	38.6	0.18
16.09.93	328.3	2.44	497	5240	221	166.0	187.0	1290	65.0	35.3	0.16
23.08.93	976.3	2.56	358	3054	189	97.5	107.0	668	41.9	24.8	0.11
30.08.93	566.8	2.44	393	3473	184	99.3	115.0	742	43.7	30.7	0.13

Tabell 23 St. C. Drensgroft i Gammelgruva

Dato	Vannf. m ³ /d	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kal- sium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l	Jern mg/l	Kop- per mg/l	Sink mg/l	Kad- mium mg/l
15.01.93				17216	389.0	700	820	4010	317.0	276.0	0.74
01.02.93	28.51	2.39	1092	25449	265.0	1070	1230	4760	459.0	380.0	0.91
08.02.93	69.12	2.38	1203	26766	346.0	1000	1200	7220	456.0	310.0	1.13
15.02.93	158.11	2.37	1174	25569	349.0	1040	1250	6560	449.0	342.0	1.26
22.02.93	52.70	2.40	1096	22784	346.0	905	1120	5700	406.0	334.0	1.21
01.03.93	39.74	2.75	1101	26138	351.0	1100	1220	7130	444.0	380.0	1.10
08.03.93	44.93	2.59	1170	29042	358.0	1180	1280	8290	496.0	393.0	1.10
15.03.93	69.12	2.28	1144	31737	394.0	1180	1360	9400	546.0	379.0	1.06
22.03.93	117.50	2.28	1164	25898	360.0	980	1080	7650	465.0	366.0	0.99
30.03.93	58.75	2.38	1277	26497	356.0	1140	1305	7050	505.0	308.0	1.19
13.04.93	58.75	2.35	914	22485	353.0	915	1040	6100	426.0	290.0	1.03
19.04.93	95.04	2.36	1004	18832	380.0	780	880	4540	365.0	250.0	0.89
26.04.93	441.50	2.49	664	8293	275.0	350	406	1750	161.0	128.0	0.50
03.05.93	294.62	2.49	597	6766	267.0	300	351	1290	133.0	113.0	0.44
10.05.93	241.06	2.54	542	5868	278.0	267	307	1070	119.0	93.4	0.37
18.05.93	95.04	2.24	1070	26228	396.0	1060	1210	6430	555.0	389.0	1.63
24.05.93	155.52	2.49	698	8862	335.0	391	451	428	44.7	158.0	0.64
01.06.93	56.16	2.52	818	10719	353.0	456	544	2130	212.0	187.0	0.67
07.06.93	25.92	2.49	842	11796	358.0	499	603	2400	234.0	215.0	0.75
14.06.93	25.92	2.52	784	12784	371.0	562	640	2600	259.0	235.0	0.93
21.06.93	30.24	2.44	882	12814	394.0	610	680	2750	111.0	237.0	0.93
28.06.93	30.24	2.52	805	11377	370.0	516	570	2250	230.0	204.0	0.81
05.07.93	21.60	2.47	819	11886	244.0	538	610	2450	244.0	214.0	0.84
12.07.93	21.60	2.48	824	11647	370.0	522	600	2440	238.0	210.0	0.84
02.08.93	31.10	2.46	801	11497	377.0	513	577	2360	225.0	210.0	0.81
09.08.93	25.92	2.50	819	11976	385.0	532	600	2380	229.0	203.0	0.80
16.08.93	73.44	2.51	741	10479	368.0	460	509	2210	201.0	168.0	0.68
23.08.93	60.48	2.45	830	13623	374.0	497	527	3590	229.0	161.0	0.63
30.08.93	60.48	2.38	758	11108	344.0	418	439	2500	195.0	165.0	0.63

Tabell 24 Utpumpet vann fra Wallenberg sjakt. Utløp pumpestasjon (forts. neste side)

Dato	Vannf. m ³ /d	pH	Sulfat mg/l	Kal- sium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l	Jern mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium mg/l
10.04.92	1817							0.22		
13.04.92	1817							4.61		
15.04.92	1953							4.65		
23.04.92	1953	4.70	2880	477	345.0	5.28	172.0	5.81	60.4	0.130
04.05.92	1996	4.75	3234	517	358.0	3.31	156.0	4.99	55.1	0.110
18.05.92	1996	4.76	2904	467	337.0	4.35	152.0	3.26	51.9	0.100
02.06.92	1996	5.03	2840	492	333.0	0.83	136.0	1.35	41.2	0.070
15.06.92	1910	5.24	2263	442	310.0	0.89	127.0	0.99	39.0	0.070
01.07.92	1912	5.11	2880	518	353.0	2.45	173.0	1.63	49.9	0.060
30.07.92	255	5.45	1647	290	180.0	0.85	80.0	0.60	21.0	<0.030
03.08.92	255	5.35	2904	180	330.0	0.93	130.0	0.73	35.0	0.040
17.08.92	608	5.36	2509	470	340.0	1.01	143.0	0.76	35.4	0.045
02.09.92	1866	5.40	2228	456	318.0	1.22	131.0	1.37	31.4	0.040
15.09.92	1311	5.48	2769	488	342.0	1.42	125.0	1.64	34.9	0.040
01.10.92	1239	5.52	2940	500	350.0	1.38	139.0	1.45	33.5	0.050
15.10.92	1206	5.60	1638	331	200.0	0.75	67.7	0.81	18.7	<0.030
27.10.92	1911	5.77	2228	465	311.0	1.22	122.0	1.44	27.6	0.050
16.11.92	949	5.51	2153	455	302.0	1.93	115.0	1.82	25.3	0.048
01.12.92	426	5.53	2452	474	324.0	2.01	139.0	1.67	27.3	0.079
07.12.92	2026	5.78	1159	276	150.0	2.46	51.6	0.86	11.9	<0.030
15.12.92	1	6.95	383	127	32.8	0.23	0.9	0.07	1.0	<0.030
21.12.92	823	6.56	548	166	56.1	1.21	5.0	0.27	3.1	0.0086
04.01.93	1813	5.54	2653	506	329.0	2.50	121.0	2.08	26.3	0.063
11.01.93	1003	6.81	371	133	34.0	0.83	5.0	0.41	2.2	<0.030
18.01.93	1892	5.46	2398	490	315.0		120.0	2.83	23.8	0.035
25.01.93	1388	6.44	377	135	33.8	4.20	8.3	0.56	2.2	<0.030
01.02.93	987	6.88	347	132	32.0	3.85	9.53	0.44	1.4	<0.030
08.02.93	736	5.38	2168	459	275.0	1.54	106.0	3.12	21.5	0.03
15.02.93	1410									
22.02.93	875	5.27	2108	446	276.0	5.93	122.0	4.17	23.5	0.03
01.03.93	1886	5.01	2746	513	327.0	5.34	142.0	4.54	27.4	0.05
08.03.93	1884	5.38	2719	514	321.0	5.22	139.0	4.51	27.4	0.05
15.03.93	1841	5.15	2740	517	328.0	4.41	136.0	4.61	27.2	0.05
22.03.93	1601	5.06	2650	515	304.0	4.75	128.0	4.30	27.4	0.05
30.03.93	1865	5.00	2575	486	289.0	4.95	111.0	4.85	25.9	0.05
13.04.93	1847	5.04	2530	466	280.0	5.10	107.0	6.14	27.3	0.05
19.04.93	1829	4.87	2829	520	325.0	2.10	114.0	6.45	30.4	0.06
26.04.93	1838	4.81	2760	510	298.0	9.60	134.0	9.35	30.4	0.06
29.04.93	1807	4.96	2545	468	277.0	11.70	122.0	9.66	33.9	0.07
10.05.93	1862	4.48	2554	446	262.0	21.20	98.5	12.10	29.4	0.08
18.05.93	1939	4.50	2542	445	272.0	11.00	110.0	10.50	27.8	0.08
24.05.93	1889	5.05	2779	448	273.0	5.05	87.9	8.65	27.8	0.07
01.06.93	1853	5.12	2299	446	257.0	4.36	95.0	6.20	26.1	0.07
07.06.93	1896	5.26	2410	477	277.0	4.36	95.0	6.20	27.5	0.06

Tabell 24 (Forts.) Utpumpet vann fra Wallenberg sjakt. Utløp pumpestasjon.

Dato	Vannf. m ³ /d	pH	Sulfat mg/l	Kal- sium mg/l	Mag- nesium mg/l	Alu- minium mg/l	Jern mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kad- mium mg/l
14.06.93	1916	5.38	2437	510	184.0	4.37	104.0	5.84	27.7	0.07
21.06.93	1834	5.47	2395	520	320.0	2.05	76.3	4.11	28.0	0.06
28.06.93	1904	5.32	2456	501	191.0	4.11	104.0	5.29	29.5	0.07
05.07.93	1880	5.57	2464		282.0	3.76	102.0	4.43	26.4	0.06
12.07.93	1816	5.50	2237	447	196.0	2.67	102.0	4.51	27.8	0.07
02.08.93	1780	5.48	2503	511	305.0	2.91	121.0	4.43	25.6	0.05
09.08.93	2019	5.48	2440	506	282.0	2.50	115.0	3.94	25.8	0.06
16.08.93	1793	5.57	2506	520	270.0	3.06	107.0	3.84	26.7	0.06
23.08.93	1816	5.47	2413	515	284.0	2.60	117.0	4.76	25.4	0.06
30.08.93	1834	5.56	2575	528	290.0	3.30	110.0	4.96	25.9	0.06
15.09.93	1834	5.55	2335	498	264.0	2.03	97.3	4.96	20.9	<0.05
15.10.93	1780	5.71	2314	502	271.0	1.68	84.0	2.47	21.4	<0.05
15.11.93	1824	5.67	2216	500	270.0	1.65	99.5	3.34	23.5	<0.05

Tabell 25 Analysereultater fra bakteriologiske forsøk med sulfidfelling av tungmetaller
Alle konsentrasjoner er gitt i mg/l (forts. neste side)

Døgn	pH	Tot. svovel	Kalsium	Kopper	Sink	Jern	Aluminium
Sylinder 1 (Myse + kumøkk)							
0	4.26	287		7.33	9.46		18.1
19	3.74	294	220	6.97	9.48	28	16.1
54	3.75	237	235	5.9	9.42	35.2	16.2
99	3.69	275	238	4.72	9.26	38.5	16.4
202	4.27	275	265	2.49	9.08	47.8	13.5
Sylinder 2 (Myse + kumøkk)							
0	4.18	284		7.92	9.36		19.4
19	4.05	289	220	7.79	9.32	24.5	17.5
54	4.03	288	244	6.88	9.51	28.5	17.1
99	4.1	274	236	5.83	8.92	27	15.8
202	4.8	266	348	2.53	6.98	36.8	9.28
Middel Sylinder 1 og 2							
0	4.22	286		7.63	9.41		18.8
19	3.90	292	220	7.38	9.40	26.3	16.8
54	3.89	263	240	6.39	9.47	31.9	16.7
99	3.90	275	237	5.28	9.09	32.8	16.1
202	4.54	271	307	2.51	8.03	42.3	11.4
Sylinder 3 (Myse + bakt. kult.)							
0	4.42	300		4.28	8.69		17.5
19	4.26	308	203	3.52	8.71	28.1	15.7
54	3.6	359	297	0.71	4.83	37.6	15
99	6.08	1410	418	0.025	0.025	1.83	0.7
202	6.89	1550	317	0.025	0.025	0.26	0.15
Sylinder 4 (Myse + bakt. kult.)							
0	4.32	297		4.74	8.54		17.9
19	4.3	307	201	4.62	8.98	27.9	16.2
54	3.6	336	274	0.43	5.15	41.1	15.9
99	4.79	1590	418	0.05	0.29	33.7	7.93
202	5.7	2210	404	0.025	0.025	1.38	0.57
Middel Sylinder 3 og 4							
0	4.37	299		4.51	8.62		17.7
19	4.28	308	202	4.07	8.85	28.00	16.0
54	3.60	348	286	0.57	4.99	39.35	15.5
99	5.44	1500	418	0.04	0.16	17.77	4.3
202	6.30	1880	361	0.03	0.03	0.82	0.4
Sylinder 5 (Myse 5.7 %)							
0	3.77	295		8.8	9.82		21.9
19	3.61	302	207	9.2	9.89	27.9	21.4
54	3.35	286	225	8.45	9.73	36.2	20.8
99	3.46	282	230	7.75	9.45	40.3	20.4
202	5.31	951	421	0.54	0.87	21.4	5.63

Tabell 25 (forts.) Analyseresultater fra bakteriologiske forsøk med sulfidfelling av tungmetaller
Alle konsentrasjoner er gitt i mg/l

Døgn	pH	Tot. svovel	Kalsium	Kopper	Sink	Jern	Aluminium
Sylinder 5 (Myse 5.7%)							
0	3.77	295		8.8	9.82		21.9
19	3.61	302	207	9.2	9.89	27.9	21.4
54	3.35	286	225	8.45	9.73	36.2	20.8
99	3.46	282	230	7.75	9.45	40.3	20.4
202	5.31	951	421	0.54	0.87	21.4	5.63
Sylinder 6 (Myse 5.7 %)							
0	3.64	297		8.87	9.78		21.8
19	3.78	305	215	9.26	9.95	30	21.3
54	3.4	298	228	8.62	9.88	33.3	20.7
99	3.61	734	518	1.7	3.54	31.2	8.8
202	5.07	693	461	0.41	1.46	12	5.4
Sylinder 5 og 6							
0	3.71	296		8.84	9.80		21.9
19	3.70	304	211	9.23	9.92	29.0	21.4
54	3.38	292	227	8.54	9.81	34.8	20.8
99	3.54	508	374	4.73	6.50	35.8	14.6
202	5.19	822	441	0.48	1.17	16.7	5.5
Sylinder 7 (Myse 0.2 %)							
0	3.05	312		9.88	10.8		26.1
19							
54							
99	3.16	309	177	9.67	10.7	2.99	26.6
202	3.55	293	219	0.52	10.9	4.92	25.7
Sylinder 8 (Kontroll)							
0	3.08	334		10.7	11.7		28.3
19							
54							
99	3.16	339	194	10.4	11.2	1.89	27.5
202	3.57	312	216	9.51	10.7	0.33	24.9

Tabell 26 Kolonneforsøk med en kolonne

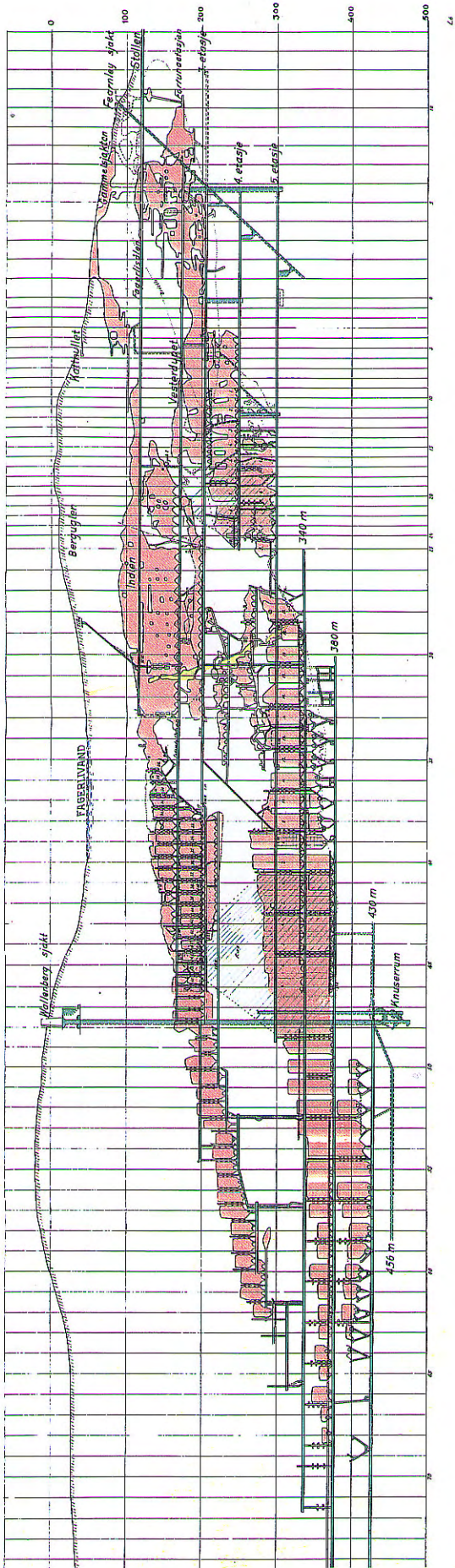
Kolonnen inneholdt råmalm fra Løkken knust til - 8 mm. Pumpehastighet 1 ml/min
Vann fra nordre velte Løkken

Dato	Kl.	pH	Konduktivitet mS/m	Kalsium mg/l	Magnesium mg/l	Sulfat mg/l	Jern mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l	Aluminium mg/l	Kadmium mg/l
03.02.93	1200	2.76	1426	370	474	28230	4760	1160	8320	466	22.3
03.02.93	1400	2.66	1307	379	434	24270	4140	914	6990	416	19.8
04.02.93	0700	2.60	1091	386	336	18120	3240	587	4780	345	13.5
04.02.93	1400	2.54	868	400	256	12690	2400	360	2740	295	8.11
05.02.93	0835	2.64	711	405	207	9300	1830	255	1450	259	4.88
05.02.93	1330	2.61	644	403	179	7800	1630	209	875	237	2.91
08.02.93	0830	2.62	572								
09.02.93	0730	2.56	543	332	147	5130	1140	157	164	203	0.67
10.02.93	0830	2.68	495								
11.02.93	0800	2.72	504								
12.02.93	1300	2.70	495								
15.02.93	0900	2.68	501	275	146	5250	1280	183	120	207	0.57
16.02.93	0900	2.66	531								
17.02.93	0910	2.63	516								
19.02.93	1315	2.62	542	256	145	5160	1280	171	110	205	0.41
22.02.93	0900	2.61	528								
23.02.93	0900	2.57	551								
24.02.93	0900	2.51	564	254	150	5130	1200	146	115	206	0.43
25.02.93	1400	2.63	565								
01.03.93	0900	2.45	525								
03.03.93	0900	2.57	518								
04.03.93	1200	2.66	532								
06.03.93	0100	2.60	517								
08.03.93	1040	2.62	480								
09.03.93	0615	2.50	521								
11.03.93	1230	2.66	553	259	183	6000	1590	126	170	216	0.55
12.03.93	1230	2.44	554								
16.03.93	1315	2.50	511								
18.03.93	1000	2.38	573	263	193	6240	1650	134	146	227	0.51

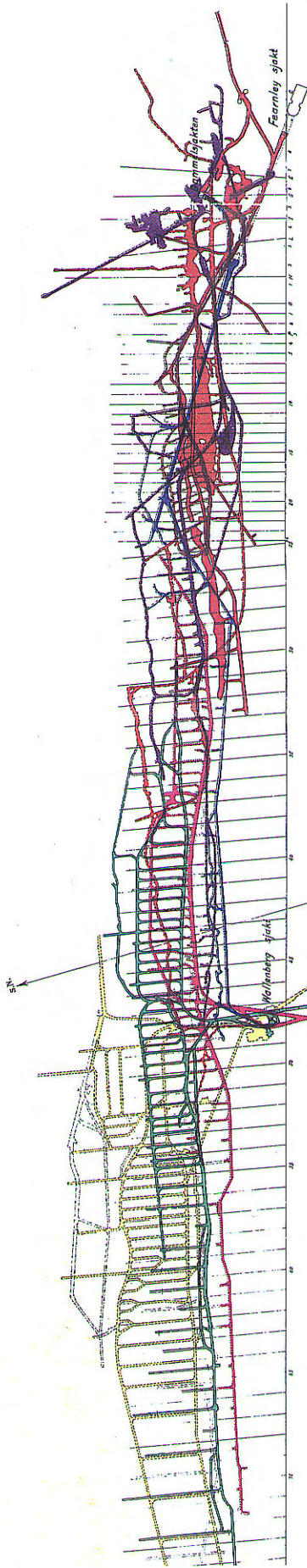
Tabell 27 Kolonneforsøk med tre kolonner fylt med bergartsmaterialer fra Løkken.
 Kolonne A og C inneholdt råmalm mens kolonne B inneholdt grønnstein.
 Materialet var knust til - 8mm. Hver kolonne var fylt med 3 - 4 kg materiale.

Prøve Dato	pH	Konduktivitet mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Magnesium mg/l	Aluminium mg/l	Jern mg/l	Kadmium mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l
Råvann										
	2.23	612	8430	197	248	290	2360	0.24	97	48
Etter kolonne A										
07.16.93			900	340	258	314	249	1.2	197	325
Etter kolonne B										
07.15.93	5.66	484								
07.16.93			5190	820	266		1310	1.19	1080	321
07.19.93	4.07	504	7080	715	256	221	1650	1.08	200	303
07.21.93	3.88	595	9240	569	261	430	2400	1.15	201	319
07.23.93	3.46	582	9300	540	266	444	2550	0.89	198	240
07.26.93	3.38	497	9090	527	268	385	2530	0.82	180	221
07.28.93	2.79	566	9630	544	268	441	2660	0.89	201	230
Etter kolonne C										
07.16.93	3.28	1170	2604	662	719	205	4240	25.3	2070	7630
07.19.93			10230	510	375	150	2060	6.76	487	1810
07.19.93	3.23	714	9600	527	334	162	1960	5.95	443	1580
07.20.93	3.11	615	1017	520	295	188	1860	4.1	307	1140
07.21.93	2.95	616	8490	528	308	260	1390	2.9	241	774
07.23.93	2.86	642	9210	503	267	397	2400	1.09	146	292
07.26.93	2.76	543	8790	490	264	415	2470	0.95	135	247
07.28.93	2.68	600	8730	505	278	390	2440	0.89	117	235

Vedlegg 2



 K15



LØKKEN GRUBE


	Fagerlivan nivå 120 m
	Fortunasteglen nivå 170 m
	3. etasje nivå 200 m
	4. etasje nivå 250 m
	5. etasje nivå 300 m
	6. etasje nivå 340 m
	7. etasje nivå 360 m
	8. etasje nivå 430 m

Fra: Løkken Verk
 En norsk grube gjennom 300 år
 Orkla Grube-Aktebolag, 1954

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2540-1