

O-67084 O-92204

# Vannforurensning fra sulfidmalmgruver med utslipp til ferskvann



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Udemnr.:
O-67084/	
O-92204	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2849	

<b>Hovedkontor</b>	<b>Serlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b>
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thornøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

<b>Rapportens tittel:</b> <b>Vannforurensning fra sulfidmalmgruver med utslipp til ferskvann</b>	<b>Dato:</b> Januar 1993 <b>Trykket:</b> NIVA 1993
<b>Forfatter(e):</b> Rolf Tore Arnesen	<b>Faggruppe:</b> MILTEK
	<b>Geografisk område:</b> Generell
	<b>Antall sider:</b> 95 <b>Opplag:</b>
<b>Oppdragsgiver:</b> Bergindustriens Landsforening	<b>Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):</b>

## Ekstrakt:

Rapporten gir en sammenfatning av NIVAs erfaringer med vannforurensning fra sulfidmalm-gruver. Det er lagt hovedvekt på kjemiske prosesser, effekter og metoder, men biologiske forhold er omtalt. Det er gitt en oversikt over undersøkelsesmetoder og mulige tiltak mot vannforurensning. Som eksempler på gruve-områder med vannforurensningsproblemer er Grong Gruber, Løkken Gruber og Skorovas Gruber beskrevet.

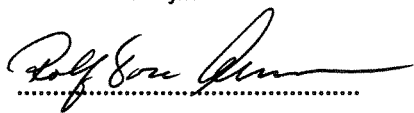
4 emneord, norske

1. Kisgruver
2. Forurensningsvirkninger
3. Undersøkelsesmetoder
4. Tiltak

4 emneord, engelske

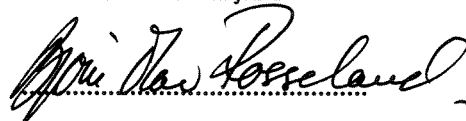
1. Sulfide ore mines
2. Effects
3. Methods for surveys
4. Amendment measures

Prosjektleder



Rolf Tore Arnesen

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2247-2

**Norsk institutt for vannforskning**

**O-67084**

**O-92204**

**Vannforurensning fra sulfidmalmgruver**

**med**

**utslipp til ferskvann**

Prosjektleder: Rolf Tore Arnesen

# Innhold

<i>Forord</i> .....	5
1. Innledning.....	6
1.1 Rapportens formål.....	6
1.2 Avgrensninger.....	6
2. Gruvedrift og miljøpåvirkning.....	9
2.1 Historikk - miljøkrav og miljøverninteresse.....	9
2.2 Generelle vassdrags- og miljøbetraktninger.....	11
2.3 Vannforurensning fra gruver i forhold til annen forurensning.....	13
3. Forurensning fra sulfidmalmgruver.....	17
3.1 Hvorfor forurenser sulfidmalmgruver - Kilder/prosesser.....	17
3.2 Avgang fra sulfidmalmgruver.....	18
3.2.1 Generelt.....	18
3.2.2 Deponering av avgang.....	20
3.3 Tungmetaller.....	22
3.3.1 Generelt.....	22
3.3.2 Tungmetallenes egenskaper.....	26
3.3.3 Virkning av tungmetaller.....	28
3.4 Vannkvalitetskriterier.....	31
4. Undersøkellesmetoder.....	33
4.1 Bakgrunn.....	33
4.2 Hensikt og opplegg.....	34
4.3 Biologiske undersøkelser.....	36
4.4 Fysisk/kjemiske undersøkelser.....	38
5. Mulige tiltak.....	46
5.1 Generelt.....	46
5.2 Åpning, drift og nedleggelse.....	46
5.3 Praktiske muligheter.....	47
5.3.1 Fjerning av avfall.....	47
5.3.2 Tildekking.....	47
5.3.3 Baktericider.....	50
5.3.4 Renseanlegg.....	50
5.3.5 Våtmarksområder.....	50
5.3.6 Endring av hydrologiske forhold.....	51
5.3.7 Adsorpsjon av tungmetaller på avgang.....	52
6. Hva skjer i andre land?.....	53
6.1 Generelt.....	53
6.2 Sverige.....	53
6.3 Canada.....	54
6.4 USA.....	54
6.5 Australia.....	55
7. Praktiske eksempler.....	56
7.1 Grong Gruber.....	56
7.1.1 Beliggenhet - praktiske forhold.....	56
7.1.2 Fysisk/kjemiske forhold.....	57
7.1.3 Biologiske forhold.....	59
7.2 Løkken Gruber.....	61
7.2.1 Beliggenhet - praktiske forhold.....	61
7.2.2 Resipienten.....	62

7.2.3 Avgangsdeponering.....	63
7.2.4 Gruvevannet .....	65
7.2.5 Avrenning fra velter .....	66
7.2.6 Tiltak mot forurensninger.....	66
7.3 Skorovas Gruber.....	68
7.3.1 Beliggenhet - praktiske forhold.....	68
7.3.2 Resipienten.....	69
8. Referanser.....	76
8.1 Generelle .....	76
8.2 Grong Gruber .....	82
8.3 Løkken .....	84
8.4 Skorovatn .....	87
8.5 Andre gruveområder .....	90

## **Forord**

*Arbeidet med den foreliggende rapport har foregått over lang tid. Allerede få år etter at samarbeidet med Bergverkenes Landssammenslutnings Industrigruppe (BVLI) ble etablert tidlig i 70-årene ble tanken om en sammenfatning av kunnskap om vannforurensning fra kisgruver diskutert. Denne oppgaven kom imidlertid i skyggen av mange mer akutte problemer.*

*Det har skjedd mye på feltet vannforurensning fra gruver her i landet i de senere år. Disse erfaringene har bidratt sterkt til at rapporten gir en betydelig bredere dekning av fagfeltet enn den ellers ville vært mulig.*

*At det har vært mulig å få frem denne rapporten skyldes først og fremst velvillig bistand fra det tidligere BVLI og senere Bergindustriens Landsforening (BIL). Når den nå er ferdig, er det mange som fortjener takk. Det er umulig å nevne hver enkelt av dem, men den tålmodighet og interesse som Overingeniør Finn R. Eriksen, tidligere BVLI og Direktør Niels Chr. Hald, BIL har vist, har vært avgjørende for at rapporten nå kan foreligge. Uten økonomisk og faglig støtte fra disse organisasjonene hadde arbeidet vært umulig.*

*I tillegg vil vi takke de mange kontaktpersoner instituttet har hatt og har innen gruveindustrien. De har velvilligst stilt data til disposisjon og deres egeninnsats har vært oss til stor hjelp.*

*Ved NIVA har følgende bidratt til rapporten:*

*Seniorforsker Magne Grande  
Forsker Eigil Rune Iversen  
Forsker Karl Jan Aanes*

*I tillegg har følgende personer bidratt med råd og kommentarer ved utarbeidelsen av det endelige manuskriptet: Ass. dir. Merete Johannessen, forskningssjef Bjørn Olav Rosseland og forskningsleder Jens Skei.*

*Brekke, februar 1993*

*Rolf Tore Arnesen*

# 1. Innledning

## 1.1 Rapportens formål

Den foreliggende rapport er utarbeidet på oppdrag fra Bergindustriens Landsforening - BIL og er resultatet av et mangeårig samarbeid mellom NIVA og norsk gruveindustri. Instituttet har arbeidet eller arbeider for de fleste gruveselskap som har drevet på sulfidmalm her i landet i de siste 30 år. Dessuten har det siden 1967 vært løpende kontakt med industriens egen forskningsorganisasjon Bergforskningen.

Vannforurensning fra sulfidmalmgruver opphører ikke uten videre når virksomheten legges ned. Dette har ført til et mangeårig samarbeid med Bergvesenet og Statens forurensningstilsyn (SFT) om kartlegging av vannforurensning fra et stort antall nedlagte gruver. I tillegg har NIVA gjennom egenfinansiering og med midler fra SFT utviklet metoder og gjennomført forskningsprosjekter på feltet gruveforurensninger.

Når det gjelder praktisk innsikt i problemene, kjenner instituttet de fleste aktuelle gruveområder, dels fra langvarige undersøkelser, dels fra mer enkle befaringer. Dette gjelder både gruver som i dag er i drift og de som har vært nedlagt i kortere eller lengre tid.

Det aller meste av dette arbeidet er utført som frittstående prosjekter der resultater og vurderinger er samlet i enkeltrapporter eller serier av rapporter som f.eks. omtaler et enkelt gruveområde.

Hensikten med det foreliggende arbeidet er derfor å trekke sammen en del grunnleggende informasjon fra alle disse enkeltprosjektene og gi en samlet presentasjon av fagfeltet. Denne rapporten har vært omtalt som "NIVAs kunnskap på området". Det er selvfølgelig ikke mulig å samle 30 års erfaring fra et tverrfaglig institutt som NIVA i en enkelt rapport, men forhåpentligvis inneholder den informasjon om de viktigste forhold som har betydning når vannforurensning fra gamle gruver skal reduseres og forurensning fra nye gruver skal forhindres.

Rapporten er i utgangspunktet tenkt som en rettledning for miljøvernansvarlige i bergverksindustri og forvaltning. Det er gledelig om den også kan brukes som hjelpemiddel i undervisning og som en allmenn kilde til informasjon om gruveforurensning.

## 1.2 Avgrensninger

Rapporten er ikke ment som en generell lærebok i gruveforurensning og gir ingen samlet oversikt over kunnskap på området. Den vil stort sett bare omtale NIVAs erfaringer. Det er på sin plass å understreke at også andre norske institusjoner og bedrifter har arbeidet med disse problemstillingene. Noen nærmere presentasjon av deres arbeid vil imidlertid ikke bli gjort.

Det aller meste av NIVAs arbeid har vært knyttet til vannforurensning fra sulfidmalmgruver med utslipp til ferskvann. Instituttet har riktignok gjennom årene arbeidet med andre typer gruver med utslipp til ferskvann og med ulike gruver med utslipp til sjøen. Disse erfaringene er likevel sporadiske, og den foreliggende rapport er derfor primært rettet mot problemstillingen:

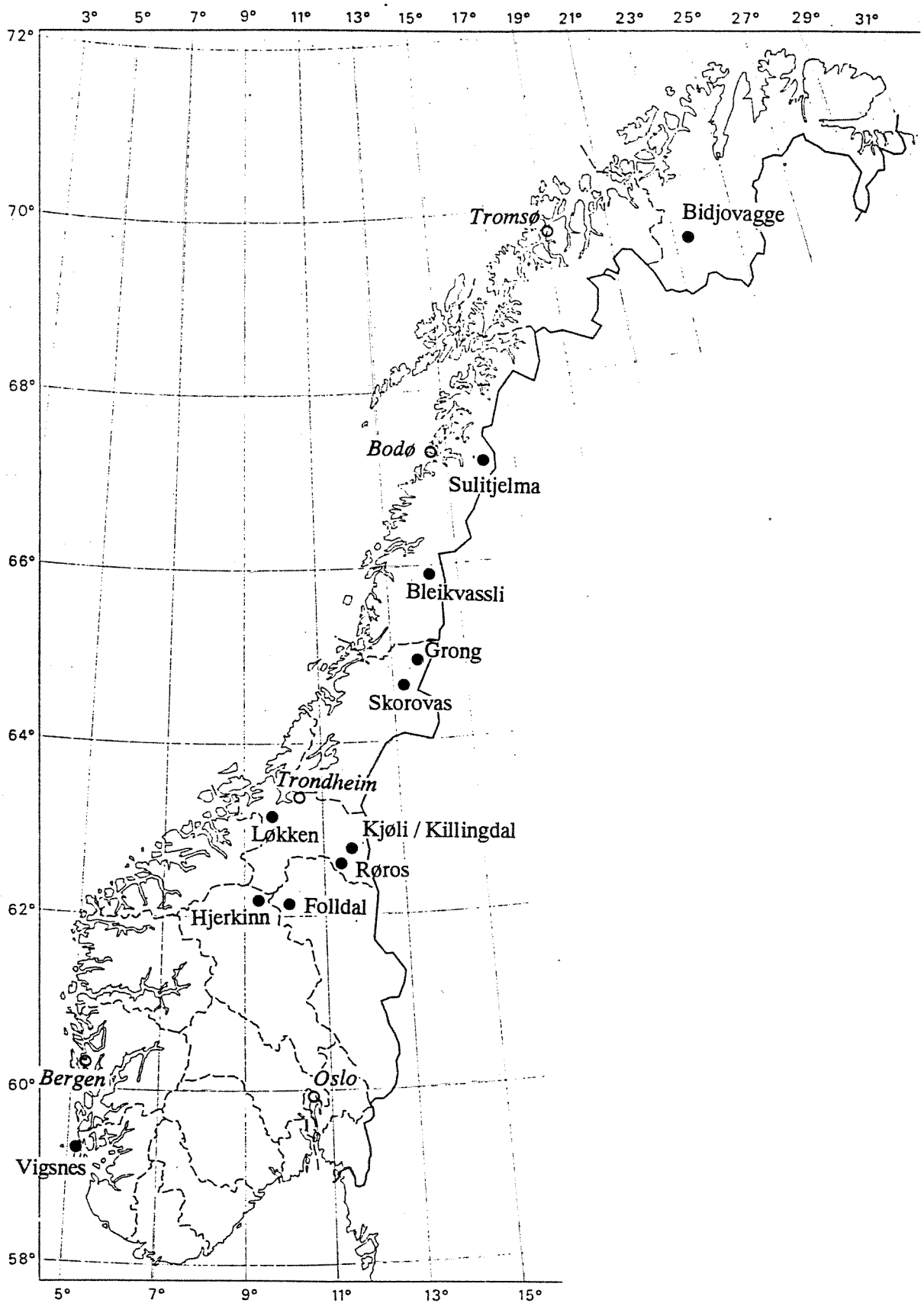
**"Vannforurensning fra norske sulfidmalmgruver med avrenning til ferskvann"**

For å konkretisere stoffet er det tatt frem en del eksempler der det er brukt data fra enkeltundersøkelsene som er nevnt ovenfor. Bare en brøkdel av det datamaterialet NIVA har samlet på dette feltet er presentert i rapporten. For å øke tilgjengeligheten til datamaterialet er det i siste kapittel laget en litteraturliste i tillegg til dem som refereres i rapportteksten. I denne tilleggslisten har NIVAs prosjekt-rapporter om gruveforurensninger fått en bred plass der de er inndelt etter tema og geografisk område.

NIVA vil legge vekt på at materialet blir utdypet ved spesialutredninger og publikasjoner i tiden fremover.

Kartet i figur 1.1 viser de fleste gruveområdene som er omtalt i rapporten.





**Figur 1.1** Oversikt over viktige sulfidmalmgruver i Norge. De fleste områdene er omtalt i rapporten

## 2. Gruvedrift og miljøpåvirkning

### 2.1 Historikk - miljøkrav og miljøverninteresse

Både nasjonalt og internasjonalt er bergverksdrift og metallfremstilling blant de eldste organiserte virksomheter i vår del av verden. Betraktet som industri er den antakelig den eldste.

I 1170 utkom et skrift på latin - "Historiæ Norwegia" som kunne berette om nedlagte sølvforekomster i nærheten av datidens Oslo. Beretningen forteller om at driften på forekomsten ble innstilt da en stor vannflom fylte gruva. Noen nærmere lokaliseringsangivelse finnes ikke, men gruva som antakelig var Akersberget gruve under Gamle Aker kirke, vil i så fall representere en av Nordens eldste dokumenterte malmforekomster.

I vårt naboland Sverige, har man skriftlige kilder som omtaler kopperverket i Falun i år 1288. Nyere undersøkelser av sedimentene i de forurensede vassdragene nedstrøms Falun har vist at driften startet omkring år 700.

Den egentlige start på norsk bergverksdrift skjedde da den tyske bergmannen Hans Glaser besøkte Norge i 1538. Etter en orienterende befarung, kom han året etter tilbake med tyske bergmenn som reiste til Gulnes, Åmdal og Mosnarp og startet driften der.

Etter hvert kom også driften i gang andre steder som Kongsberg (1623), Kvikne (1633), Røros (1644) og Løkken (1654) for å nevne noen. Metallene som var av interesse for disse bergmennene var i første rekke sølv og kobber. Jernutvinning fra bergmalm startet omtrent på samme tid, men fordi denne typer gruver ikke gir nevneverdig vannforurensning er de ikke nærmere omtalt her.

I virkeligheten er antall gamle gruver her i landet meget stort. Selv om det finnes beskrivelser av de fleste, er det meget vanskelig å gi en enkel oversikt. NIVA har gjennom en årrekke oppsøkt et stort antall av disse mindre gruvene og beskrevet forurensningssituasjonen i flere rapporter (Kap. 8.5). I figur 2. 1 er de viktigste gruveområdene her i landet avmerket.

Økonomisk har gruvevirksomheten i Norge ikke alltid vært like vellykkete, hverken for eier eller gruvearbeider. Det er imidlertid hevet over tvil at denne virksomheten på en rekke områder har bidratt meget positivt til samfunnsutviklingen. Som eksempler kan nevnes: oppbygging av teknisk kompetanse, bydannelse i Røros og Kongsberg, utvikling av sosiale systemer som f.eks. uføre- og enkepensjoner. I tillegg var gruvene et sted hvor det fantes penger. Det ble mulig å kjøpe ting man ikke selv kunne lage .

Omfanget av virksomheten kan beskrives på flere måter. Ved årsskiftet 1600/1700 arbeidet det ca. 700 mann ved Sølvverket på Kongsberg. I gruva på Løkken arbeidet 72 mann i 1672 i tillegg kom de mange som var knyttet til smeltehytte og føring av malm og trekull. Antall ansatte i norske bergverk har variert betydelig gjennom årene, men i perioder har tallet vært betydelig. Et eksempel på en slik høgkonjunktur var nikkelproduksjonen på slutten av forrige århundre. Da var Norge blant verdens største nikkelprodusenter, og Flåt-gruva ved Evje i Setesdal var en kort tid verdens største nikkलगruve. Tallet på ansatte har i våre dager gått ned, dels på grunn av rasjonalisering i bransjen, dels fordi en rekke bergverk er nedlagt i løpet av de senere år. Produksjonen pr. dagsverk har som for de fleste andre bransjer økt betydelig fra f.eks. århundreskiftet frem til i dag.

En annen måte å måle den tidlige bergverksdriftens likevel beskjedne omfang på, er ved å se på produksjonen. Ved Røros, Kvikne og Løkken gruver ble det til sammen aldri produsert over 500

tonn kopper i året frem til 1750. (Nissen 1976). På slutten av 1970-tallet produserer den eneste av disse gruvene som fortsatt var i drift, Orkla Industrier, Løkken Verk alene årlig 25 000 tonn kopperkonsentrat som tilsvarer mer enn 4500 tonn kopper.

Vi finner lite om naturskader og miljøproblemer i litteraturen om norske bergverk. Vi må anta at folk i den første tiden knapt var oppmerksomme på gruvenes negative effekter på naturen omkring. Gleden over et utkomme var for lokalbefolkningen det viktigste. I de første hundreår hadde naturødeleggelsen liten økonomisk betydning, så få bekymret seg antakelig om vannforurensning. Virksomheten var dessuten liten i forhold til den som ble mulig med senere års "bedre" teknologi. De negative sider så man antakelig først og fremst i arbeidsmiljø, ikke minst ulykker som fulgte med arbeidet i gruva. Den mest fremtredende naturforandringen var at skogen forsvant, først på grunn av avvirkning, men gjenveksten ble antakelig effektivt hindret av SO<sub>2</sub> fra røsting og smelting av malm.

Bergverksdrift medfører ofte betydelige inngrep i naturen, og er derfor underlagt den lovgivning som er utviklet for å beskytte norsk natur. Det fører til at det ved etablering av gruvedrift i dag kreves langvarige utredninger og forhandlinger og omfattende tiltak før driften kan starte. Det samme gjelder også før en etablert gruve kan få legge ned virksomheten.

Den moderne miljøvernlovgivningen er ikke gammel her i landet. Først i 1970 vedtok Stortinget den første lov om vannforurensning. Riktignok hadde man før det Vassdragsloven som krevde at industri og bergverk hadde tillatelse fra Kongen for å kunne slippe ut forurenset vann, men håndhevelsen av loven var svak, og kravene til industrien, var meget moderate sett med nåtidens øyne. I 1989 laget Bergverkenes Landssammenslutning en utredning, der lovgivningen på dette felt er behandlet (Normann 1989).

I 1972 fikk vi her i landet Miljøverndepartementet og samme året kom forløperen for Statens forurensningstilsyn - en samordnet etat med ansvar for å håndheve forurensningsloven både for luft og vann. Da vi så i 1981 fikk den nåværende forurensningsloven var miljøvernforvaltningen omtrent som vi kjenner den i dag etablert.

En liknende utvikling med hensyn til interesse for naturmiljøet og miljøvernforvaltning har man hatt i de fleste land vi kan sammenlikne oss med, og målet for norsk miljøvernpolitikk er i dag på linje med de internasjonale mål som er definert. Den er basert på krav med utgangspunkt i avtaler om utslippsnivåer og reduksjoner og lokaltilpassede krav basert på effekter i de ulike resipienter. Det kan forekomme at krav ut fra det ene hensynet ikke tilfredsstillende som er basert på det andre.

Flere internasjonale konvensjoner om utslipp av forurensninger forplikter de deltakende land til å redusere sine utslipp av enkelte stoffer til bestemte havområder. Av spesiell interesse for norske bergverk er "Paris-konvensjonen" fra 1974 som regulerer utslipp bl.a. industriavfall fra landbasert virksomhet til det nordøstlige Atlanterhav. På en konferanse i London i 1987 ble det på ministernivå vedtatt mål for utslippsreduksjoner bl. a. av miljøgifter og næringsalter til Nordsjøen. (London-deklarasjonen). Senere er disse mål nærmere presisert og konkretisert. Norges oppfølging av disse såkalte "Nordsjødeklarasjonene" er nærmere omtalt i St.meld. nr. 64 (1991-92). Hovedinnholdet i disse deklarasjonene er for gruveindustrien at utslippene av en rekke miljøgifter, deriblant en del tungmetaller skal reduseres med 50 % i løpet av perioden 1985 til 1995.

Den gjeldende forurensningsloven krever at det skal legges vekt på "... de forurensningsmessige ulemper ved tiltaket sammenholdt med de fordeler og ulemper tiltaket for øvrig vil medføre". Det gir grunnlag for en lokalt tilpasset forurensningspolitikk hvor tiltak skal sees i forhold til effekter av utslipp.

Dette er vanskelig fordi

- verdien av de ulike forhold som skal avveies ikke er sammenlignbare og
- ulike grupper med særinteresser fokuserer med stort engasjement på de virkninger de legger størst vekt på, mens helhetsvurderinger får mindre oppmerksomhet.

For å gjøre det mulig å foreta slike avveininger er det nødvendig å arbeide gjennom forskning og informasjon for en opinion som i størst mulig utstrekning har saklige utgangspunkt. Dessuten bør det arbeides videre med systemer som i større grad enn nå kan veie de ulike sider ved en industrietablering.

Konsekvensanalysen som kreves i henhold til forurensingsloven er ofte preget av sektorinteresser. Det er et klart behov for klarere rammer for de utredninger som kreves i slike saker, og metodikken som skal benyttes bør bli gjenstand for faglig bearbeiding og standardisering.

## 2.2 Generelle vassdrags- og miljøbetraktninger

Her i landet har vi mer vann til disposisjon pr. innbygger enn i noe annet land i Europa, og vi bruker betydelig mer enn våre naboland. Resultatet er bl.a. at den alminnelige nordmann stiller svært høye krav til vannkvalitet i naturlige vassdrag.

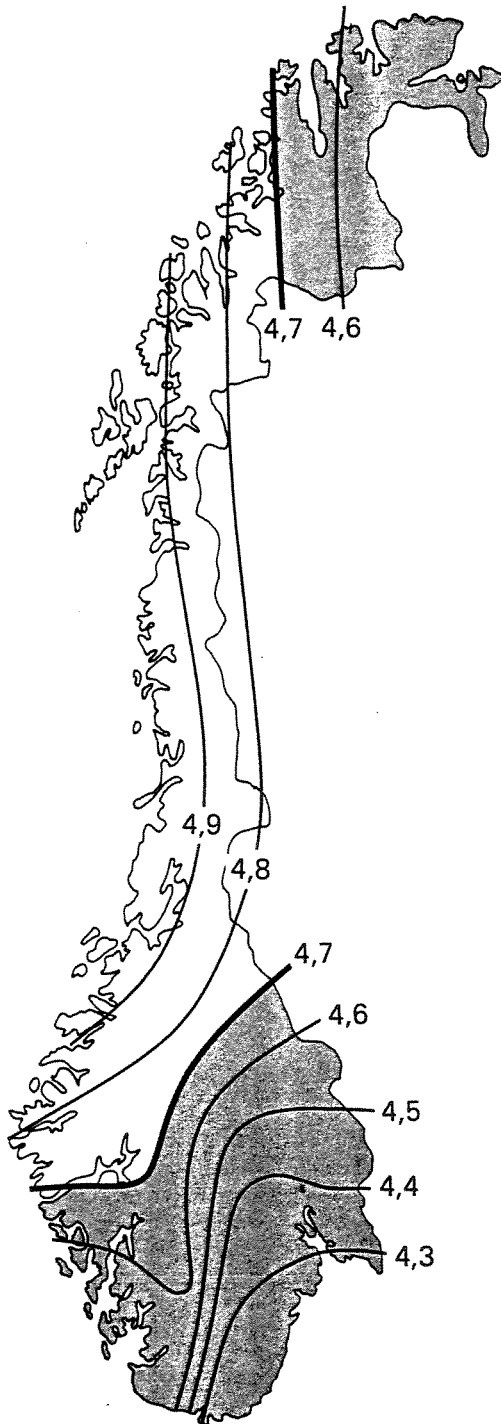
Vannet i norske vassdrag er følsomt for forurensninger, fordi det naturlige innhold av salter er betydelig lavere enn de fleste steder ellers i Europa. Et typisk utslag av denne egenskapen i norsk vann er den store virkningen langtransporterte forurensninger har på norske elver og innsjøer (Figur 2.1). Det som til daglig kalles sur nedbør, får stor effekt på innsjøer og vassdrag i Sør-Norge fordi vannet er bløtt og har liten evne til å nøytralisere sure tilførsler.

De organismsamfunn som naturlig er etablerte er også ofte svært sårbare, fordi selv små påvirkninger representerer relativt sett store endringer i dyr og planters nærmiljø.

I sammenheng med gruver og vannforurensning er dette forhold som har betydning. Gruvene ligger ofte høyt til fjells i områder med lite løsavsetninger og annet, som kan påvirke vannkvaliteten. Effekter av utslipp kan derfor bli svært store.

Et annet forhold som ytterligere forsterker problemet med vannforurensning fra gruver er at det oftest ikke er valgmuligheter når det gjelder resipient for forurenset vann, fordi gruvas beliggenhet er fullstendig avhengig av forekomsten.

Tabell 3.4.2 på side 30 viser forventet naturtilstand (bakgrunnsnivå) for en del metaller i våre vassdrag.



**Figur 2.1** Isolinjer for middel-pH i nedbør i Norge 1980 - 84.  
(Henriksen *et al.* 1987)

Gruvene har på grunn av sin beliggenhet vært viktige faktorer i distriktspolitikken, fordi den har bidratt til å opprettholde bosetting i mindre lokalsamfunn en rekke steder. Samtidig har den naturpåvirkning gruveanleggene gir i enkelte slike områder ført til sterke konflikter med naturverninteresser nettopp på grunn av sin beliggenhet.

Sulfidmalmgruver som forurensningskilde vil bli omtalt nærmere i kapittel 3 i denne rapporten, men det kan nevnes at de fleste eldre gruver i dag ligger i uveisomt terreng og miljøpåvirkningen er stort sett begrenset til bekker og små elver. I disse områdene har den påvirkede resipienten liten eller ingen betydning for vannforsyning, rekreasjon el., og krav om tiltak for å fjerne forurensning kan ha liten interesse.

Enkelte gruveområder ligger imidlertid i områder der mange ferdes. Enkelte til og med i tettbygde områder. Her er behovet for tiltak mot forurensninger betydelig større, og de lokale myndigheter bør i større grad enn tilfellet har vært, bli kjent med forekomster av gruveavfall og gruveforurenset vann i sitt lokalmiljø og å ta hensyn til dette i sin planlegging.

Det er også slik at enkelte gruver ikke bare påvirker små lokale vassdrag, men utslippene kan klart påvises i store og nasjonalt betydningsfulle vassdrag som f.eks. Gaula, Glomma, Orkla og Namsen. I slike områder vil opprydding og reduksjon av vannforurensning være en nyttig og på lengre sikt nødvendig oppgave. I enkelte områder er slike tiltak allerede gjennomført, noe vi skal komme nærmere tilbake til i kapittel 5 og 6.

## 2.3 Vannforurensning fra gruver i forhold til annen forurensning i Norge

For å få en forestilling om betydningen av forurensningen fra sulfidmalmgruver kan det ha en viss interesse å sammenlikne med andre kilder for utslipp av liknende stoffer.

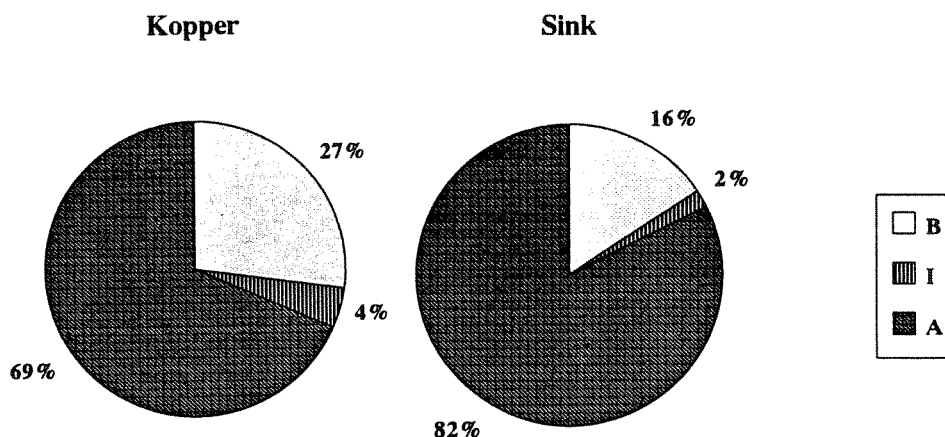
Den overvåking som finner sted i henhold til Paris-konvensjonen (PARCOM) er rapportert for 1991 (Holtan *et. al* 1992) og i tabell 2.1 er det samlet en del grunnleggende data om tilførsel av tungmetaller til det nordøstlige Atlanterhav. I rapporten er det bare delvis skilt mellom "naturlig" transport og utslipp av kommunalt og industrielt avløpsvann.

I samme tabell er tilsvarende utslipp av metaller fra henholdsvis bergverksindustrien alene og annen industri listet hver for seg. Figur 2.2 viser den relative betydningen av de ulike kildene for kopper og sink. Med andre kilder menes både i tabell 2.1 og i figuren:

- Naturlige områder med geologisk betinget metallavrenning.
- Kommunale utslipp, bl.a. kopper og sink i armatur og rørnett.
- Avrenning fra tettbygde områder (vegtrafikk, metallkorrosjon).
- Fjerntransporterte forurensninger.

**Tabell 2.1** Utslipp av tungmetaller til havet fra fastlands-Norge.  
Kilder: Holtan *et al.* 1992, SFT 1992

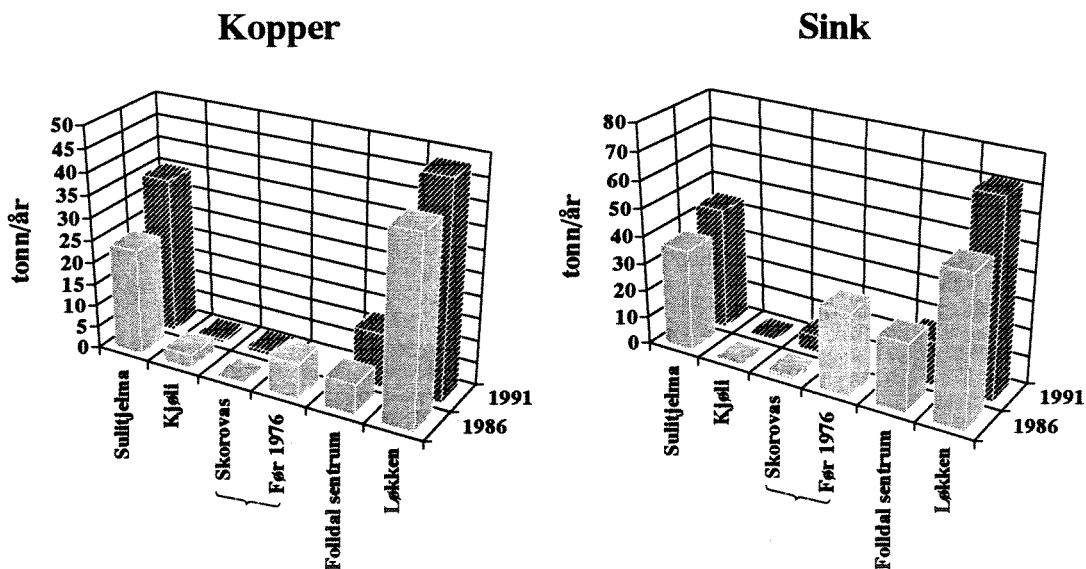
Metall	Enhet	Bergverk	Annen industri	Andre kilder
Kopper	tonn/år	97,3	15,9	242,7
Sink	tonn/år	163	19	857
Kadmium	tonn/år	0,2	0,1	88,6
Bly	tonn/år	0,4	6,3	94,4



**Figur 2.1** Utslipp av kopper og sink fordelt på kilder.  
A: Andre kilder, B: Bergverk, I : Annen industri

I forhold til samlede industriutslipp representerer bergverkene en betydelig andel, mens de i forhold til totalutslippene er langt mindre dominerende. Når det gjelder kopper og sink utgjør de likevel så mye som henholdsvis ca. 30 og 15 %. Dessuten er disse utslippene forholdsvis lett lokaliserbare og kan derfor reduseres med tekniske tiltak. Flere steder gir dessuten bergverkene store lokale forurensningseffekter.

Figur 2.2 viser utslipp av kopper og sink fra noen gruveområder i 1986 og i 1991. For noen av områdene er verdiene i 1991 høyere enn i 1986. Det skyldes ikke endringer i bergverkernes utslipp, men illustrerer bare den usikkerheten som ligger i måling av slike transportverdier. Verdiene er sterkt influert av meteorologiske variasjoner fra år til år og tidspunkter for prøvetaking.



Figur 2.2 Utslipp av kopper og sink fra noen gruveområder. Forskjellen mellom 1986 og 1991 er kommentert i teksten.

I gruveområder med store forurensningskilder der enten utslippstallene er svært store, eller der virkningen i større vassdrag er betydelig, er det de fleste steder gjennomført tiltak eller de er under utredning og planlegging. For de øvrige områdene er vanligvis avrenningen i størrelsesorden 1 tonn kopper eller sink pr. år eller mindre.

I forhold til totalavrenningen for landet kan mange gruvers utslipp synes beskjedent sett i forhold til de omkostninger et effektivt tiltak krever. I slike tilfeller må gruveforurensninger oppfattes som et lokalt eller i noen få tilfeller regionalt problem, der eventuelle skader eller ulemper i forbindelse med forurensningen vurderes i forhold til omkostningene forbundet med tiltakene. Betydningen av slik forurensning kan endre seg med tiden, og det er viktig at lokale myndigheter er kjent med forholdene når de f.eks. vedtar bruksendringer for slike områder.

Når gruvevirksomhet frilegger mineraler for kjemisk forvitring og oppredningen knuser dem ned, foregår det prosesser som vi også finner i naturen. Der ville dette tatt mange tusen år, mens det her foregår i løpet av timer eller minutter. Følgen er at konsentrasjonen av partikler og en del metaller blir mange ganger så høy som den ellers ville vært i det lokale vassdraget. Betydningen av dette er utdypet i kapittel 3.

Nedlagte gruver representerer som regel små forurensningskilder i våre dager. Oppretting av beskøksgruver, bruk av gammelt gruveavfall som fyllmasser, utlegging av områder for nybygg, særlig boliger, e.l. kan føre til øket forurensning og det er viktig at lokale myndigheter er orientert om slike forhold. Dersom et gruveområde gir små ulemper i dag, kan den beste løsningen være å sørge for at det kan forbli urørt.

For tiden er nedleggelse av gruver mer vanlig enn nyetableringer. Derfor omtaler denne rapporten i i hovedsak nedlagte gruver, eller gruver som har vært etablert en stund. Ved nyetableringer kan det være nyttig å huske følgende om vannforurensning :

De gruver som i dag skaper forurensningsproblemer er enten etablert i en tid da miljøvern var underordnet andre hensyn (arbeidsplasser, økonomi), eller det er ved etableringen ikke brukt tilstrekkelig ressurser for å inkludere hensynet til miljøvern.

Det er umulig å etablere så store bedrifter som bergverk uten at det skapes miljøforstyrrelser. Det er likevel mulig å bygge opp de fleste typer gruver slik at vannforurensning fra dem blir beskjeden, og omkostninger for nødvendige tiltak kan stort sett beregnes på forhånd.

Utslipp av partikulært materiale i form av finmalte mineralkorn (gråberg, evt. svovelkis) inngår ikke i PARCOM-rapporterings-rutiner. Utslippene av partikulært materiale fra de forskjellige bergverk som er i drift er godt kvantifisert, og utslippenes størrelse er for dem som foregår direkte til vassdrag i dag ca. 200 - 300.000 tonn årlig fra hvert anlegg. Det aller meste av dette forutsettes å sedimentere umiddelbart i utslippsområdet. Som et regneeksempel kan det for en gruve antas at ca. 1 %, d.v.s. ca. 2 - 3.000 tonn avgang transporteres videre i vassdraget hvert år. Med en vannføring på ca. 10 m<sup>3</sup>/s gir det en partikkelkonsentrasjon på ca. 9,5 mg/l. Dette kan være typisk for en elv som er noe påvirket av breslam, men hvor det er etablert et samfunn av dyr og planter som fungerer. Et nyopprettet gruveutslipp av denne art kan lett gi negative biologiske effekter, noe som er nærmere drøftet i kapittel 3, og i eksemplet Grong Gruber i kapittel 7.1.

Gruvevirksomhet er alltid nært geografisk koplet til forekomsten, ofte i utkantstrøk og i fjellområder. Dette gjelder ofte resten av produksjonen med knusing, maling og separasjon også. Beliggenheten av disse til dels store anleggene fører ofte til at gruvene kommer i konflikt med rekreasjonsinteresser. Selv om bare et fåtall blir direkte berørt av konflikten kan rekreasjons- og verneinteresse engasjere folk fra hele landet. Konfrontasjonen mellom utkantdistriktenes arbeidsplasser og miljøvern er problemstilling som i særlig grad gjelder denne bransjen. Det kreves innsikt og teknologi for å løse forurensningsproblemene i slike områder på en optimal måte og industrien må på sin side være villig til å bruke til dels store ressurser på planlegging og gjennomføring av miljøverntiltak. De nedlagte gruver som i dag oppfattes som miljøproblemer, drev i sin tid virksomhet innenfor de rammer som samfunnet den gang aksepterte.

Forurensningene fra kisgruvene kan vedvare i lang tid etter at gruve drift er nedlagt. Det forekommer til og med at den tiltar i de første årene etter at virksomheten er stanset. Dette er nærmere omtalt i neste kapittel.

Det er viktig at forurensningssituasjonen, mulige tiltak og nytteeffekten av tiltak og økonomi sees



samlet ved planlegging av innsats mot forurensning. Det kreves ofte store beløp selv for å oppnå små forbedringer i enkelte vassdrag. Et nødvendig utgangspunkt for gjennomføring av praktiske miljøtiltak i et område, er en plan som beskriver miljøpåvirkning, kvantifiserer forurensningsbelastning fra de enkelte kilder og angir mulige tiltak med omkostninger. Samtidig må hva som oppnås av miljøforbedring ved de ulike alternativer beskrives. Til syvende å sist er det et politisk spørsmål hvor mye vi vil satse på å fjerne forurensninger fra bergverk.

### 3. Forurensninger fra sulfidmalmgruver

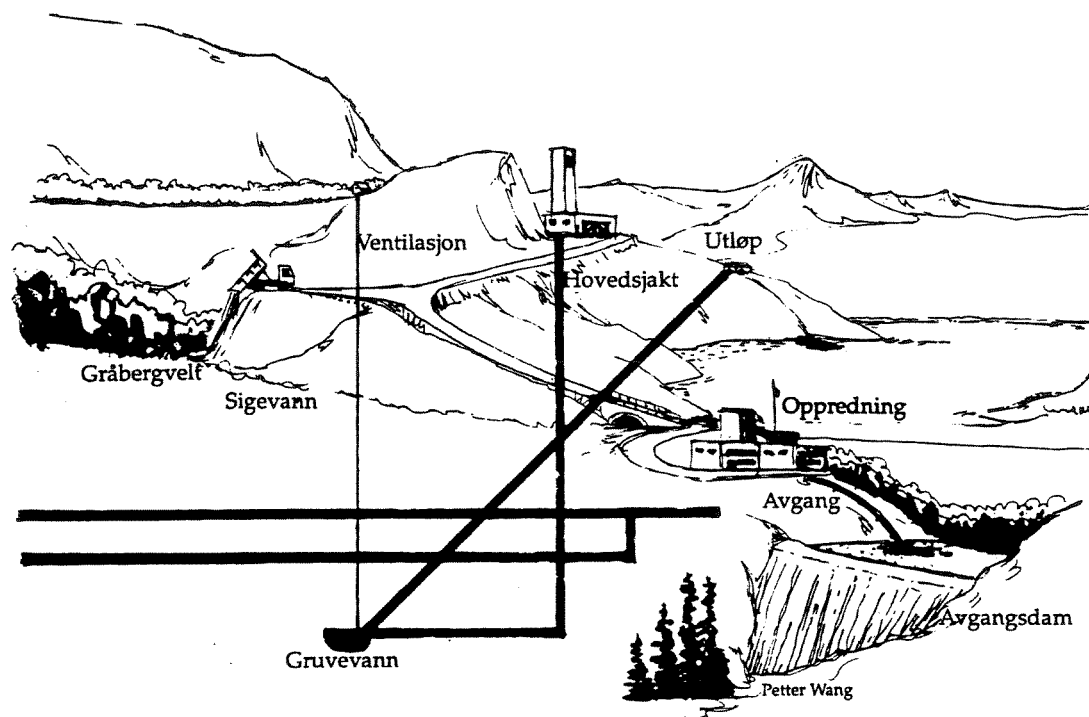
#### 3.1 Hvorfor forurenser sulfidmalmgruver? - Kilder/prosesser

Når man skal behandle temaet vannforurensning fra kisgruver er det nødvendig å peke på noen grunnleggende forhold før man går inn på detaljene:

- Gamle sulfidmalmgruver d.v.s gruver som er etablert før 1960 gir andre og alvorligere forurensningsproblemer enn dem som er etablert senere.
- Forurensning fra kisgruver er ikke et entydig begrep, og skader og ulemper knyttet til slik vannforurensning er avhengig av anleggets alder, malmens egenskaper og driftens art og omfang.

De viktigste sulfidmalmgruvene her i landet driver i dag på kopper- og sinkholdig svovelkis. Sammen med sink finnes oftest små mengder kadmium. Bleikvassli Gruber produserer dessuten blykonsentrat. I sin tid var Norge også en betydelig nikkelprodusent. De ovennevnte metallene er de vi idag betrakter som de viktigste i forurensningsmessig sammenheng. I tillegg er store gruver drevet på sølv, molybden og kobolt. Disse gruvene satte nok også sitt preg på omgivelsene, men virkningene av dem i dag, er av mindre betydning for vannkvaliteten.

Som forurensningskomponent er det særlig kopper som har stor betydning i norske vassdrag, men også sink, kadmium og bly kan forekomme i skadelige konsentrasjoner. Noen få steder skaper også nikkel lokale problemer.



Figur 3.1 Gruvedrift og vannforurensninger

Vannforurensning fra sulfidmalmgruver har flere og delvis uavhengige årsaker. Figur 3.1 viser de viktigste kilder til vannforurensning ved et moderne bergverk med gruvedrift og oppredning. Figuren viser også hovedstrømmene av forurenset vann, der de viktigste er: gruvevann, sigevann fra bergvelter, avgangsutslipp og avløp fra avgangsdeponi. Disse typene av forurensninger kan deles i to hovedtyper, metallholdig vann fra gruver, velter og gamle avgangsdeponier og prosessavløp fra oppredningsverket. Disse hovedtyper av forurensninger er behandlet nærmere i de to følgende kapitler.

I tillegg til de "regulære" kildene i et gruveområde, finnes det ofte mer diffuse kilder som, f.eks vei- og jernbanefyllinger, lagerplasser og spill fra laste- og losseplasser. Disse kildene er oftest små i forhold til de mer ordnede, og finnes først og fremst ved eldre gruver. Selv i dag foregår det aktiviteter i gamle gruveområder som viser at kunnskapen om slike forurensninger ikke er tilstrekkelig utbredt. Det er viktig at ansvarlige i bergverksindustri, kommunale etater og allmennheten får informasjon som bl.a. kan bidra til å hindre ytterligere spredning av gruveavfall.

Som nevnt kan kisgruver fortsette som forurensningskilder lenge etter at virksomheten er nedlagt. Det er imidlertid mulig å gjøre fremtidige utslipp mindre ved en fornuftig drift, og ved at det gjøres tiltak ved nedleggelse av gruva. De gruver som er satt i drift i løpet av de siste 30 år skaper tross alt betydelig mindre forurensninger enn våre gamle gruver.

Slagg nevnes av og til i tilknytning til gruveforurensninger. Det er imidlertid avfall som kommer fra smelteverk, og finnes som regel bare i små mengder i gruveområdene. Slagg er et mer inert materiale enn sulfidmineralene, og forurensningsmengden blir som regel mindre.

## 3.2 Avgang fra sulfidmalmgruver

### 3.2.1 Generelt

Moderne bergverksdrift foregår på forekomster som inneholder blandinger av mineraler, og hvor driftstekniske forhold kan føre til at råmalmen inneholder betydelige mengder gråberg. For å få produkter som kan bearbeides videre til metaller eller andre verdifulle produkter, er det nødvendig å separere disse komponentene ved en eller annen oppredningsprosess.

Så lenge man har hatt bergverksdrift har man hatt behov for oppredning. I sin første form var dette "skeiding", dvs. manuell utplukking av brukbare stykker fra en større mengde. Restene etter denne prosessen kalles bergvelter og en del av gruveavfallet ved gamle gruver er slikt skeidegods.

Etter hvert som malmen ble fattigere og mer kompleks, meldte behovet for bedre oppredningsmetoder seg. Fra oldtiden har metoder for knusing og separasjon av mineraler utviklet seg fra primitivt utstyr drevet med muskelkraft, til dagens mekaniserte og automatiserte kjempeanlegg. Avfallet fra anleggene (avgangen) har i dette tidsrommet endret seg tilsvarende, fra beskjedne mengder med forholdsvis grov vaskeriavgang, til finmalt avgang i meget store mengder fra dagens anlegg. Den mengde malm som bearbeides i en norsk gruve som driver på sulfidisk malm i dag, er noen hundre tusen tonn/år. Den tilsvarende avgangsmengden som slippes ut fra et slikt oppredningsanlegg er av samme størrelsesorden. I tabell 3.2.1 er avgangsmengder fra en del norske gruver som var i drift i 1989 vist.

Man lærte først å separere mineralene med utgangspunkt i forskjell i spesifikk vekt og kjemiske egenskaper. Først kom ulike **vasketeknikker**, som var basert strømmende vanns evne til å løfte partikler av en gitt tetthet i en suspensjon. Et primitivt eksempel på denne teknikken finnes i

gullgravernes vaskepanner. **Synk/flyt metoden** er også basert på forskjeller i spesifikk vekt, idet gråberget flyter og metallsulfider synker i en væske med tetthet mellom gråberg og kis.

**Tabell 3.2.1** Utslipp av avgang fra norske sulfidmalmgruver som var i drift i 1989

Bedrift	Resipient - type/navn	Mengde tonn/år
Folldal Verk - Hjerkind	Dam/Folla	300,000
Grong Gruber	Innsjø/Huddingsvatn	480,000
Bleikvassli Gruber	Innsjø/Store Bleikevatn	160,000
Sulitjelma Gruver	Innsjø/Langvatnet	158,000

Omkring århundreskiftet ble separasjon ved **flotasjon** utviklet. Dette er metoden som idag er mest utbredt for oppredning av sulfidmalmer. Alle norske kisgruver la i løpet av 70-årene om oppredningen til selektiv flotasjon. Denne prosessen er basert på tilsetning av kjemikalier som gjør de ulike fraksjonene i en partikkelsuspensjon mer eller mindre aerofil. Ved innføring av fine luftbobler i suspensjonen fester luften seg selektivt til partiklene, som løftes til overflaten hvor de skummes av. Underløpet etter siste flotasjonstrinn er avgangen. Den vil inneholde meget høye konsentrasjoner av finmalt gråberg og svovelkis - hvis dette trinnet utelates i oppredningen, samt små mengder av de andre kismineralene fra råmalmen. Et eksempel på hovedsammensetningen av en flotasjonsavgang der svovelkisen deponeres er vist i tabell 3.2.2. Der svovelkis tas ut kan svovel- og jerninnholdet være under 5 %. Sammensetningen kan imidlertid variere en god del over tid, avhengig av driftsforhold i gruve og oppredningsverk.

Avgangens egenskaper vil være styrt av råmalmens mineralsammensetning og fysiske egenskaper. For at separasjonen skal bli effektiv, må malmen males så fint at de enkelte mineralkornene frilegges. For finkrystalinsk malm kan dette føre til meget finkornet avgang med stor overflate og dårlige sedimenteringsegenskaper.

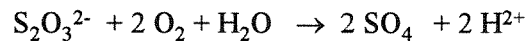
Fordi det tilsettes flotasjonskjemikalier i prosessen vil avgangen inneholde små konsentrasjoner av slike stoffer. Disse stoffenes egenskaper og forekomst i resipienter for gruveutslipp er nærmere omtalt i en NIVA-rapport. (Wathne 1990)

**Tabell 3.2.2** Eksempel på avgang fra norsk oppredningsverk. Grong Gruber A/S 1987

Komponent	Innhold %
Svovel	35
Jern	30
Kopper	0,2
Sink	0,2

I oppredningsprosessen tilsettes ofte kalk. Undre de kjemiske betingelser som oppstår, høy pH, liten tilgang på oksygen og tilstedeværelse av sulfidmineraler, er betingelsene gunstige for dannelse av

noen svovelforbindelser der thiosulfationet ( $S_2O_3^{2-}$ ) er det mest omtalte. Disse svovelforbindelsene er ustabile i oksygenrikt miljø og oksideres lett til sulfat:



Av reaksjonslikningen fremgår det at en slik oksydasjon frigjør hydrogenioner slik at pH avtar og vi får en forsuring i det berørte vassdrag.

### 3.2.2 Deponering av avgang

I den første tiden ble flotasjonsavgang deponert uten spesielle tanker for omgivelsene. Her i landet har vi flere eksempler både på deponering på land og utslipp til vassdrag. Omkring 1960 ble det større oppmerksomhet omkring naturmiljøet, noe som også gjaldt forurensning fra gruver og oppredningsverk.

Deponeringen av avgang foregikk ofte til vassdrag og fjorder her i landet. Dette skapte flere steder betydelige ulemper og brukerkonflikter. Det kan nevnes at avgangen fra Folldal Verk i Folldalen ble ført direkte til Folla i en trefenne frem til våren 1968. Ulempene for tømmerfløtingen i vassdraget var imidlertid så stor at verket bygget en dam som samlet opp avgangen hver vår. Når fløtingen var over ble dammen atter åpnet, og avgangen gikk i elva.

Bergverkene i Norge innså at de ikke kunne fortsette å forurense vassdragene med de meget store avgangsmengdene som det etter hvert ble snakk om. Man startet da deponering i mer eller mindre tette dammer som har vist seg å gi til dels større forurensningsproblemer enn de tidligere avgangsutslippene ga. I avgang som er deponert tørt, vil sulfidene reagere med luftens oksygen og gi svovelsyre og tungmetaller som jern, kopper, sink, kadmium o.s.v. Mengden avhenger av flere faktorer som mineralsammensetning, kornstørrelse, svovel- og metallinnhold. Praktisk talt alle åpne avgangsdeponier av dette slaget gir metallforurensning. Mange steder der deponeringen egentlig foregikk til vassdrag, er avgangsmengdene som er tilbake i dag relativt små, eksempler er Folldal, Muggruva i Nordgruvefeltet ved Røros (delvis) og Åmdal verk i Telemark. Effektene fra den avgangen som i sin tid ble sluppet ut i vassdraget, er også liten i dag.

Steder der man gjorde større anstrengelser for å hindre forurensning med avgang har siden vist seg å gi mer langvarige forurensningsproblemer. Her i landet har vi spesielt utpregede eksempler på dette i Røros Kobberverks deponier ved Stortvart og ved Kongens gruve i Nordgruvefeltet (Kap. 8.5).

Uten nærmere teoretisk vurdering av virkningene av en undervannsdeponering ble denne deponeringsmåten valgt ved en rekke gruver, som ble etablert eller som endret oppredningsteknikk i 1970-årene. Flotasjonsavgangen fra de fleste norske sulfidmalmgruvene hadde høyt svovelinnhold på denne tiden, fordi prisen på svovelkis var meget lav.

I 1968 etablerte Folldal Verk A/S sitt nye gruveanlegg i Tverrfjellet på Hjerkin, med anlegg for selektiv flotasjon av sulfidmalm. Det ble da foreslått at deponering av avgang skulle foregå i en kunstig dam, slik at avgangen hele tiden var dekket av et vannspeil. Ideen ved denne deponeringsmåten skulle være at man på denne måten reduserte faren for oksidasjon og uønsket spredning av surt vann i omgivelsene. I tillegg kan denne deponeringsmåten redusere faren for partikkelforurensning betydelig, når man tar hensyn til det problemet.

Noen av avgangsdeponiene som ble drevet etter disse prinsippene, ga etter hvert klare miljøproblemer. Der avgangen ble sluppet direkte i vassdrag var det først og fremst partiklene som skapte vanskeligheter. Bunnen ble tilslammet, vannet ble ubrukbart for de fleste praktiske formål og fisken forsvant fra området. Det fremgår av tabell 3.2.1 at tonnasjen som slippes ut er betydelig. De primære forurensningsvirkninger av avgangsutslipp under vann er partikkelforurensninger. Selv om avgangen inneholder lave konsentrasjoner av kopper og sink - ca. 0,2 % blir totalutslippet likevel betydelig. For en enkelt gruve som Grong kan det dreie seg om mer enn 900 tonn av de aktuelle metallene pr. år.

I ettertid kan man med stor sannsynlighet fastslå at hvis avgangen hadde vært lagret på land, ville den antakelig skapt betydelig større problemer, ved at sulfidinnholdet ble oksydert til svovelsyre og tungmetallrestene ble frigjort og vasket ut i vassdrag. Disse oppløste tungmetallene er giftige og har i mange områder skapt fiskedød og fisketomme elver og innsjøer. Når vannet fortynnes i grunnvann og i overflate-resipienter vil pH i vannet øke, og jern og aluminium felles ut ganske raskt. Resultatet blir såkalte okerutfellinger (jernhydroksid), som er vanlige i gruveområder. Et typisk tegn på at et avgangsdeponi er oksidert og avgir tungmetaller er at det får en sterkt gul- eller rødbrun farge på grunn av utfelt jernhydroksid.

Avløpene fra de nye undervannsdeponiene ble av myndighetene pålagt en kontroll, som skulle registrere kjemiske og biologiske virkninger i nedenforliggende vassdrag. Ved samtlige slike avgangsdeponier i Norge var det NIVA som fikk ansvaret for denne kontrollen.

Internasjonalt er undervannsdeponering av avgang relativt sjeldent. I flere land har denne deponeringsmåten vært direkte forbudt. NIVAs dataserier på opptil 30 år i avgangsdeponier og resipienter er derfor internasjonalt enestående. Resultatene fra dette overvåkingsarbeidet er presentert i en lang rekke rapporter fra NIVA, som er nærmere omtalt i kapittel 8 (Kap. 8).

Ved siden av vassdragsundersøkelsene som er utført, har NIVA i de senere år gjennomført laboratorieforsøk, spesalundersøkelser i felt og modellberegninger innen feltet avgangsdeponering under vann. Også erfaringer fra disse undersøkelsene er forsøkt sammenfattet i den foreliggende rapporten.

Bortsett fra enkelte eksempler er det ikke gått nærmere inn på de biologiske virkninger av undervannsdeponier for avgang i denne rapporten. Mer omfattende er denne form for avgangsdeponering omtalt i en ny NIVA-rapport (Arnesen 1993).

Ved direkte utslipp av avgang til vann er den mest åpenbare miljøkonsekvensen at avgangens høye innhold av mineralpartikler (50 % eller mer) fører til høy turbiditet, nedsatt siktedyp og nedslamming av bunnområder. Kjemiske virkninger av avgangsutslipp kan deles i to hovedkategorier: primære virkninger, relatert til avgangens innhold av oppløste eller lettoppløselige stoffer (som oftest kjemikalier tilsatt under flotasjonsprosessen) og sekundære virkninger, som skyldes avgangens mineralsammensetning, og som først gjør seg gjeldende etter en tid. Disse siste virkningene er nærmere beskrevet i den tidligere omtalte NIVA-rapport om avgangsdeponier under vann (Arnesen 1993), mens betydningen av flotasjonskjemikaliene er behandlet i en annen NIVA-rapport (Wathne 1990).

En primærvirkning av avgangsdeponering i ferskvann har i noen tilfeller vært dannelsen av thiosulfat i oppredningsprosessen. Som tidligere omtalt vil thiosulfat i nøytralt eller svakt surt miljø oksideres og gi svovelsyre. Dette kan føre til en forsuring i resipienten. Slike fenomener er påvist i mange avgangsdeponier, og i litteraturen er det beskrevet problemer med forsuring av vassdrag av denne grunn. I norske vassdrag har vi en rekke målinger som viser at det har vært til dels store

konsentrasjoner av thiosulfat i avgangsdammer og primærresipienten for avgang. Det har imidlertid vært store individuelle forskjeller fra anlegg til anlegg, og det er ingen steder påvist skadevirkninger som skyldes bare denne effekten. Mest markert var dette ved Skorovas Gruber, og fenomenet er nærmere omtalt i en rekke NIVA-rapporter fra dette området fra årene 1980 - 84 (Kap. 8.4).

### 3.3 Tungmetaller

#### 3.3.1 Generelt

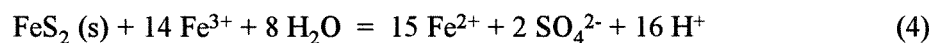
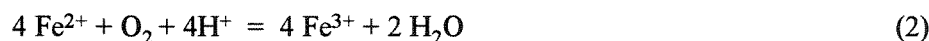
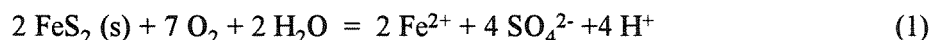
Som tidligere nevnt er tungmetaller som regel den viktigste del av vannforurensningen fra kisgruvene. Intuitivt er dette forståelig, - gruvene produserer store mengder metallkonsentrater, og tap på bare noen promille kan være en betydelig tungmetallbelastning på et vassdrag. Metallene i sulfidmineralene er imidlertid så sterkt kjemisk bundet at kontakt med rent vann ikke fører til spredning av oppløste tungmetaller. Så lenge disse sulfidmineralene ikke tilføres oksygen er de praktisk talt upåvirkelige. Under gitte betingelser starter imidlertid en oksidasjon, som fører til sur avrenning og tungmetallforurensning. I figur 3.3.1 er dette vist ved en prinsippskisse.

Det viktigste sulfidmineralet her og i de fleste andre land som har problemer med vannforurensninger fra gruver er svovelkis, vanligvis som pyritt med formelen  $\text{FeS}_2$ . Av andre viktige sulfidmineraler kan nevnes det mer jernholdige magnetkis, kopperkis ( $\text{CuFeS}_2$ ), sinkblende ( $\text{ZnS}$ ), blyglans ( $\text{PbS}$ ) og pentlandditt ( $(\text{Ni, Fe})_9\text{S}_8$ ). Alle disse mineralene har forekommet i sulfidmalmgruver som gjennom tidene er drevet her i landet.

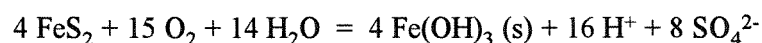
En mer grunnleggende kjemisk beskrivelse av de prosessene som foregår når sulfidmalm oksideres og tungmetaller frigjøres, krever bruk av kjemiske reaksjonslikninger. Disse er nødvendige for å se hvilke forhold som styrer prosessene slik at de kan vurderes kvantitativt (Stumm and Morgan 1981). En forståelse av hvordan prosessene foregår, er nødvendig både for å hindre at tungmetallforurensning fra kisgruver skal oppstå, og for effektivt å kunne bekjempe slike forurensninger .

I det følgende er pyritt  $\text{FeS}_2(\text{s})$  brukt som en symbolsk representasjon av de sulfidmalmer som er aktuelle.

Følgende støkiometriske likninger karakteriserer den oksidasjonen som skjer når pyritt forvitrer kjemisk (Stumm and Morgan 1981):

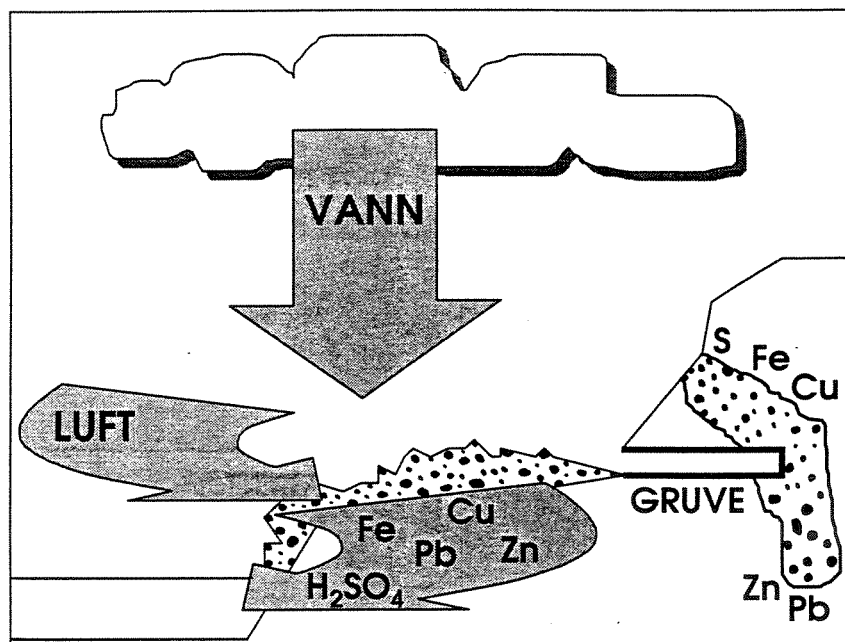


som kombinert gir følgende totalreaksjon:



I ord kan disse prosessene beskrives slik:

Oksidasjonen av pyritt til sulfat (1) frigjør oppløste toverdige jernioner og surhet i vannet. Dernest oksygeneres oppløst toverdige jern til treverdige (2), som så hydrolyserer (protolyserer) og danner uløselig jernhydroksid (3), hvorved det frigjøres ytterligere syre. Ved denne prosessen felles det gulbrunt jernhydroksid (oker) som dekker bunn og bredder i berørte vassdrag. Utfellingen inneholder også en del andre tungmetaller enn jern, p.g.a. medfelling når jernhydroksidet faller ut. Treverdige jern kan også bli redusert av pyritten selv, som i likning (4), hvor sulfid igjen blir oksidert og syre frigjøres sammen med toverdige jernioner som kan inngå i reaksjonskretsløpet via reaksjon (3).



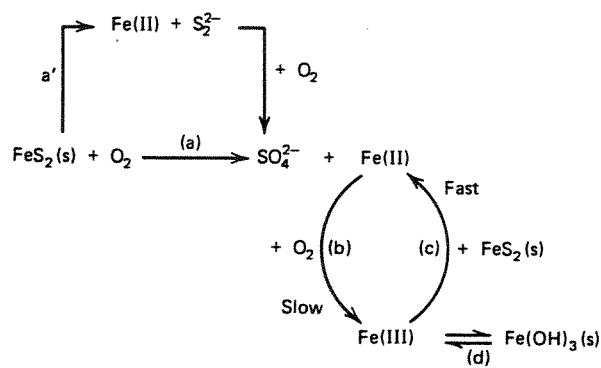
Figur 3.3.1 Faktorer som fører til vannforurensning fra sulfidmalmgruver. Prinsskisse.

Mengden av sulfat og syre som transporteres i vannet er direkte proporsjonalt med den mengden pyritt som reagerer. Oppløsning av 1 mol pyritt fører til frigjøring av 4 mol syre, og den kjemiske forvitringen av pyritt er en av de mest syredannende reaksjoner i naturen på grunn av den lave løseligheten av Fe(III).

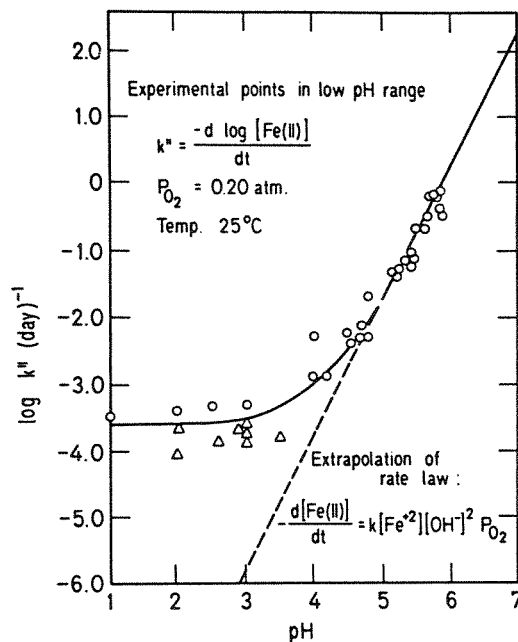
En modell som beskriver oksidasjonen av pyritt i naturlig gruvevann er foreslått i figur 3.3.2

Reaksjonene som er vist, er skjematiske og representerer ikke de eksakte mekanismene i hvert trinn. Det hastighetsbestemmende ledd er et trinn i oksidasjonen av toverdige jern (b). Som figur 3.3.3 viser, er oksidasjonshastigheten for toverdige jern under de forhold man vanligvis finner i gruvevann meget liten og betydelig lavere enn oksidasjonen av pyritt med treverdige jernioner, reaksjon (c). Ved pH 3 er halveringstiden for oksidasjon av Fe(II) i størrelsesorden 1000 døgn, mens den for oksidasjonen av pyritt med Fe(III) er i størrelsesorden 20 til 1000 minutter (Fig 3.3.3).





**Figur 3.3.2** Modell for oksidasjon av pyritt  
(Stumm and Morgan 1981)



**Figur 3.3.3** Oksidasjonshastighet for toverdug jern som funksjon av pH  
(Stumm and Morgan 1981)

I ord forteller figur 3.3.2 følgende om kjemisk forvitring av pyritt, som oksideres direkte av oksygen (a) eller løses opp og så oksideres (a'). Toverdig jern som dannes oksideres meget langsomt (b) av luftens oksygen, mens det dannede treverdige jernet reduseres raskt av pyritt (c), hvorved det frigjøres ytterligere syre og ny Fe(II) som kan inngå i reaksjonen gjennom reaksjon b. Så snart denne sekvensen er startet, inngår oksygen bare indirekte for reoksidasjonen av Fe(II) (b), mens den direkte oksidasjonen av FeS<sub>2</sub> (a) med luft ikke lengre har betydning.

Utfelling av treverdig jernhydroksid i gruve og vassdrag tjener som reservoar for løselig Fe(III) (d). Hvis regenereringen av Fe(III) ved reaksjonen (b) stanses slik at konsentrasjonen av Fe(III) avtar, kan det tilføres nye Fe<sup>3+</sup>-ioner ved oppløsning av fast Fe(OH)<sub>3</sub>. Disse vil igjen være i stand til å reagere hvis det kommer i kontakt med FeS<sub>2</sub>.

I tilknytning til dette er følgende forhold av betydning:

1. Treverdige jernioner kan ikke eksistere i kontakt med pyritt. Fe(III) reduseres raskt av pyritt mens utelukkelse av oksygen inhiberer regenerering av Fe(III) ut fra oksidasjon av Fe(II).
2. Mikroorgansimer påvirker den samlede reaksjonshastigheten ved å innvirke på oksidasjonen av toverdige jern, siden det alene er det hastighetsbestemmende ledd. Direkte mikrobiologisk oksidasjon av pyritt er ikke aktuelt. Mikrobiell katalyse med den autotrofe jernbakterien *Thiobacillus* og *Ferrobacillus ferrooxidans*, er påvist ved feltundersøkelser.

Den samme syklus er sannsynligvis ansvarlig for vitring og oppløsning av andre metallsulfider som finnes i sulfidmalm-gruver, men de kjemiske reaksjoner som skjer mellom tungmetallene som inngår i prosessen har antakelig betydning for reaksjonsforløpet. En enkel laboratorieundersøkelse ved NIVA (Efraimssen et al. 1976) tyder på at rene kopper-, sink- og blykonsentrater ikke oksideres så raskt som en ren svovelkis. Det kan skyldes metallenes giftvirkninger på bakteriene, men det kan også ha rent kjemiske årsaker. Det som avgjør hvor raskt prosessen går når den først er startet, er tilgangen på oksygen. Som nevnt katalyseres oksidasjonen av toverdige jern til treverdig av bakterier. Det er sjelden mangel på slike bakterier i naturen, og NIVA har påvist store mengder ved de fleste norske kisgruver. Bakteriene liker seg særlig godt ved pH-verdier omkring 3 og med meget god tilgang på oksygen. I tillegg trenger de fuktighet samt noe jern og svovel.

Reaksjoner som tilsvarende den for pyritt kan skje med de fleste sulfidmineraler. Prosessen vil i så fall frigjøre andre metaller som f.eks. kopper, sink og kadmium.

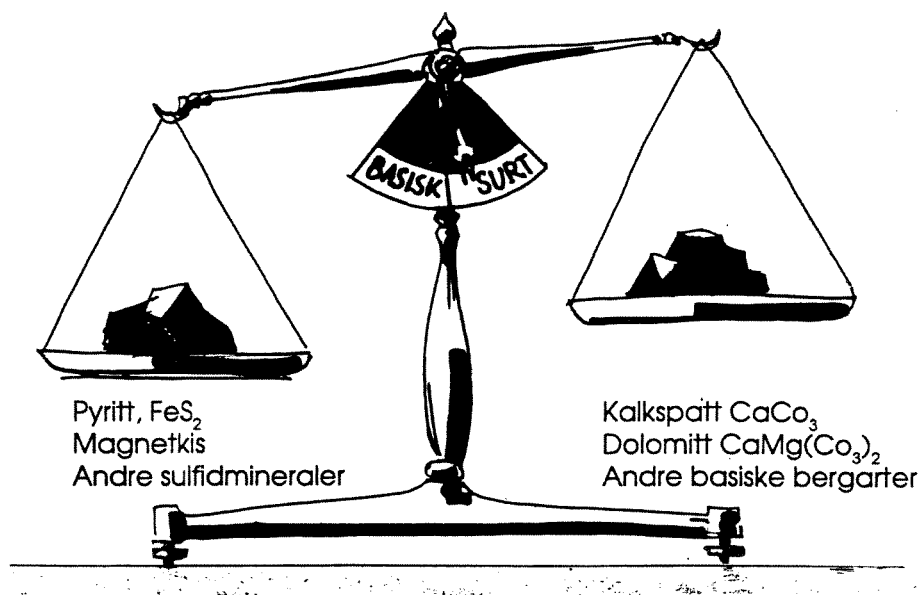
Svovelsyren som dannes ved prosessen, fører til at aluminium løses ut fra omkringliggende bergarter. Avløpsvann fra gruveområder har derfor høyt innhold av aluminium. Skadevirkningene av dette metallet i gruvesammenheng er uklar, men ved beregning av alkalibehov for nøytralisasjon av gruveavløp er aluminium viktig.

Forhold som fører til at oksidasjon starter, skapes av gravedriften (Figur 3.2). Så lenge en malmbeforekomst ligger urørt og omsluttet av fast fjell, skjer det ingen ting med sulfidene. Når gruva åpnes og frie flater, som inneholder sulfid, blottlegges for vann og luft kan prosessen starte.

Avfallet fra gravedriften, veltene, gir god kontakt mellom luft og vann. Det samme gjelder de åpne gruverommene der vannet silderer ned over store kisflater. Gamle avgangsdeponier som ikke er lukket med vann eller tette masser, gir enorme kontaktflater mellom sulfid og luft/vann. I tillegg var ofte de gamle oppredningsprosessene mindre effektive enn dagens, og ukontrollerte opplag av slikt materiale kan gi store forurensningsmengder.

Det er stor forskjell på forurensningspåvirkningen fra en gruve til den neste. Årsaken til dette er ikke uten videre klar, men det er antatt at enkelte mineraler og mineralkombinasjoner er spesielt reaktive. Det har f.eks. lenge vært hevdet at innhold av magnetkis i malmen bidrar til å gjøre den særlig

mottakelig for oksidasjon. Balansen mellom sure og basiske mineraler i forekomsten er også viktig. Et overskudd av sulfidmineraler øker faren for at avløpsvannet i fremtiden vil bli surt og metallholdig. Tester som skal fastslå dette er utviklet i USA og Canada (Ferguson and Erickson 1987). Testene er imidlertid fortsatt upålitelige, dels metodisk og dels fordi det er svært vanskelig å skaffe representative prøver til en slik test. I figur 3.3.4 er betydningen av avfallets sammensetning enkelt illustrert.



Figur 3.3.4 Balansen mellom sure og basiske komponenter i gruveavfall

Som et eksempel på de meget høye konsentrasjoner av salter oksidasjon av sulfidmalmer kan gi, er det i tabell 3.3.1 vist sammensetningen av et gruvevann.

Tabell 3.3.1 Eksempel på sammensetning av gruvevann.  
Løkken gruver gjennomsnitt 1961 - 75

pH		2,0
Jern	g/l	5
Kopper	g/l	0,75
Sink	g/l	1,3

### 3.3.2 Tungmetallenes egenskaper

En felles egenskap for de metallene som frigjøres ved oksidasjon av sulfidmineralene er at de opptrer i flere forskjellige kjemiske tilstandsformer, som fri ioner og oppløste eller utfelte forbindelser. I tillegg adsorberes ofte tungmetallene lett til faste partikler som finnes i vann.

Det er antatt at det som regel er de frie metallioner som er mest giftige. Når metallene foreligger i andre tilstandsformer er de ofte betydelig mindre giftige. Forskjellen mellom de ekstremt lave konsentrasjonene som for noen metaller virker giftige på enkelte organismer i laboratoriet og de konsentrasjoner man av og til finner i biologisk tilsynelatende upåvirkede vassdrag forklares ofte ved metallenes tilstandsform.

I de lave konsentrasjonene det her er tale om er en pålitelig kjemisk analyse av totalkonsentrasjonen vanskelig, mens en analyse der de ulike tilstandsformer skal bestemmes kvantitativt er umulig uten et omfattende arbeid for hver enkelt prøve. NIVAs undersøkelser (Arnesen 1988, Grande 1991) har vist at i naturlig vann, der det må antas at metallionene foreligger i kjemisk likevekt, kan en med rimelig sikkerhet forutsi den biologiske effekt ut fra totalkonsentrasjoner av metaller og en beskrivelse av generell vannkvalitet.

Grande (1991) fant i sitt arbeid at årlige middeler verdier var tilstrekkelig presise parametre for å beskrive vannkvalitetens innvirkning på fisket i praktisk sammenheng. Arnesen (1989) fant at det var en direkte proporsjonalitet mellom den totale metallkonsentrasjon i et gruvevassdrag og den mengden metallioner som passerte en dialysemembran, dvs. den lavmolekylære fraksjon evt. frie metallioner.

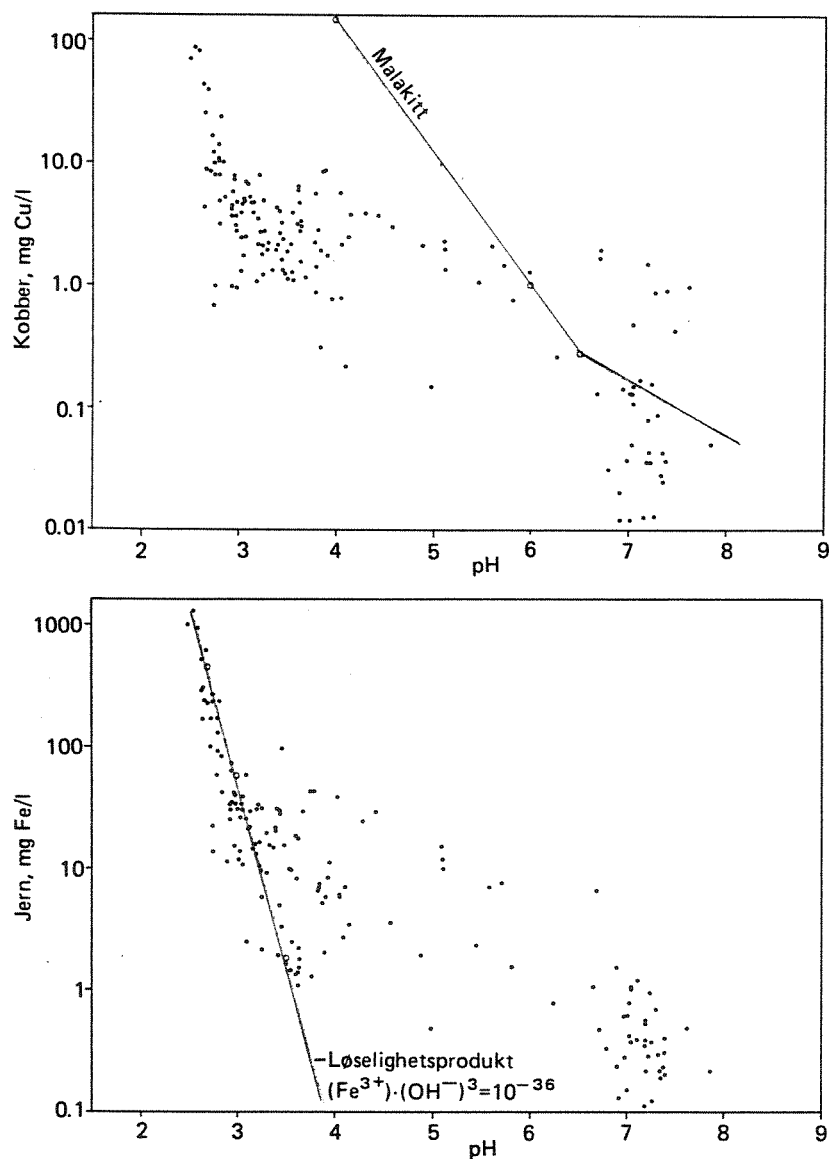
En viktig kjemisk egenskap ved tungmetallene er at de danner tungt løselige forbindelser som felles ut og sedimenterer. Dette har stor betydning for metallenes skjebne i naturen. Utfellingen skjer først og fremst i innsjøer og fjorder, og fører til forhøyede metallkonsentrasjoner i sedimentene. Det er spesielt i elvenes utløpsområder at slike konsentrasjonsøkninger kan forekomme. Fellingsprosessen fører samtidig til at tungmetallenes bevegelighet reduseres, og hindrer at slik forurensning får regional eller global utbredelse. Det må understrekes at dette ikke gjelder et metall som kvikksølv, som kan bli reaktivert fra sedimentene ved bakteriell aktivitet (metylering). Det er ikke påvist at norsk sulfidmalmindustri har bidratt til spredning av kvikksølv i vassdrag.

De mest vanlige tungtløselige forbindelsene som dannes er jern-oksid/hydroksid og kopper- og sinkkarbonat. I enkelte sammenhenger kan det også dannes sulfider, som for de fleste tungmetaller er meget tungt løselige.

Naturprosessene som løser opp metallene og igjen feller dem ut under nye betingelser har foregått til alle tider. Det spesielle med metallpåvirkningen fra gruvedrift er at omfanget i et lokalt område, evt. et enkelt vassdrag, øker langt ut over det omgivelsene tåler.

Jernets kjemi er av stor betydning også når det gjelder utfelling av metallene. Treverdig jern kan bare være oppløst i større mengder i sterkt surt vann d.v.s.  $\text{pH} < 3$ . Når slikt surt vann fortynnes med upåvirket vann, stiger pH og jernet felles ut. De øvrige tungmetallene i vannet f.eks. kopper og sink skulle teoretisk påvirkes relativt lite av pH-økningen, fordi pH må økes langt over 7 for at de skulle bli utfelt direkte. På grunn av jern-hydroksidets egenskaper vil imidlertid andre tungmetaller lett bli adsorbent ved utfellingen av jern, slik at også f.eks. kopper fjernes. Figur 3.3.5 illustrerer i noen grad dette fenomenet.

Organisk stoff, naturlig eller tilført fra antropogene kilder kan bidra til at det dannes løselige metallkomplekser. Dette kan primært redusere giftighet av metallene, men samtidig bidrar det til en øket mobilitet av metallene og derved en større geografisk spredning.



**Figur 3.3.5** Løselighet av jern og kopper i naturlig vann. Eksempler på observerte verdier i norske gruvevassdrag er plottet inn (Arnesen 1981).

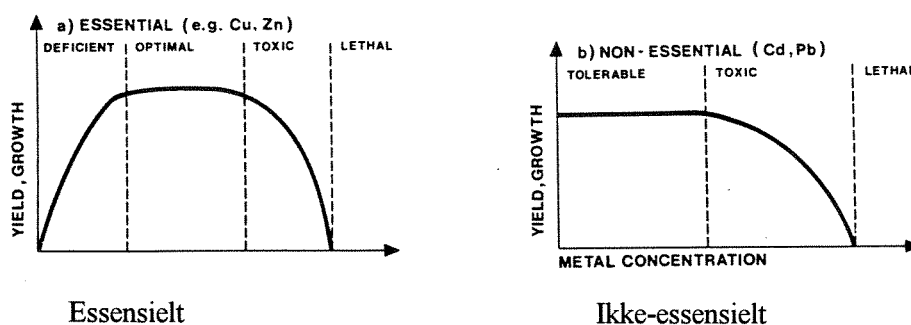
### 3.3.3 Virkning av tungmetaller

De noe over hundre eksisterende grunnstoffene, er med bakgrunn i deres fysiske og kjemiske egenskaper delt i to grupper: metaller og ikke-metaller. Metallenes viktigste kjennetegn er at de har "metall-glans" og at de leder varme og elektrisk strøm. Noen relativt få grunnstoffer har den egenskapen at de kan opptre både som metaller og ikke-metaller. Blant disse finner vi bl.a. arsen og silisium. Forurensningsmessig har forøvrig disse stoffene svært forskjellige egenskaper.

Fra gammelt av har det igjen vært vanlig å omtale noen av metallene som tungmetaller, bl.a. fordi de

har høyere spesifikk vekt, men også fordi de har andre egenskaper enn de øvrige metallene. Begrepet tungmetaller har til dels gått inn som synonym for miljøgifter i enkelte sammenhenger. Det finnes imidlertid lettmetaller, f.eks. beryllium og i spesielle situasjoner aluminium, som er giftige. På den andre siden er det flere tungmetaller f. eks. jern, sink og kopper som er helt nødvendige (essensielle) for at mennesker og andre organismer skal opprettholde livsfunksjonene. I for høye konsentrasjoner virker de akutt giftige, men det kan likevel synes urimelig å kalle dem miljøgifter. I miljø-sammenheng kan det derfor være mer fruktbart å dele metallene i essensielle og ikke-essensielle. Virkningene av disse to typer av metaller på organismer er illustreres grafisk i figur 3.3.6.

Som det fremgår av figuren vil det for essensielle metaller være et område der tilgangen på det aktuelle metallet gir optimal vekst. For lite eller for mye i forhold til dette området fører til redusert vekst. For ikke-essensielle metaller finnes det ingen hemming av veksten ved lav konsentrasjon, og over en gitt terskel virker metallet giftig.



**Figur 3.3.6** Virkningen av et essensielt og et ikke-essensielt tungmetall på veksthastighet. (Förstner and Wittman 1981)

Som en illustrasjon på forekomst av tungmetaller i organismer er det i tabell 3.3.2 listet en del metaller og omtrentlige mengder som finnes i et friskt menneske (Bernes 1987). Mange av disse metallene er helt nødvendige for oss, men i tabellen finnes også metaller som neppe er essensielle.

**Tabell 3.3.2** Innhold av metaller i et friskt menneske.  
Middelverdier i mg, relatert til 70 kg kroppsvekt.

Metall	Mengde (mg)
Antimon (Sb)	2,5
Arsen (As)	6
Bly (Pb)	70
Jern (Fe)	5000
Kobolt (Co)	5
Kopper (Cu)	50
Kvikksølv (Hg) <sup>1)</sup>	1
Mangan (Mn)	3,5
Sølv (Ag) <sup>1)</sup>	0,2
Uran (U)	0,4
Sink (Zn)	3000

1) Inkluderer ikke amalgam i tannfyllinger.

Klassifiseringen i essensielle og ikke-essensielle metaller har den mangel at det er vanskelig med sikkerhet å si at et metall ikke er essensielt.

Blant metaller som til nå ikke er påvist å tilhøre denne gruppen, er kvikksølv og kadmium. En viktig forskjell mellom de to gruppene av metaller er at de fleste organismer har en viss evne til å kvitte seg med overskudd av essensielle metaller, mens så ikke er tilfelle med de ikke-essensielle. Resultatet er at metaller som f.eks. kvikksølv og kadmium har en betydelig større tendens til akkumulering både i enkeltorganismer og i næringskjeden enn f.eks. kopper og sink.

En del tungmetaller er i utstrakt bruk i et moderne samfunn. Vi bruker store mengder kopper, sink og jern bl.a. innen bygningsindustrien. Vanlig korrosjon fører til disse metallene løses opp og føres ut i miljøet. Det er f.eks. ikke uvanlig at kopperkonsentrasjonen i vann fra norske hus-installasjoner er betydelig høyere enn det som anbefales for fisk.

Tungmetaller er antakelig den gruppe stoffer hvis giftvirkninger er best undersøkt i ferskvann. NIVA har gjennom mange år gjort en rekke undersøkelser både i laboratoriet og naturlige ferskvannsføremønstre. Dette arbeidet er nylig oppsummert i en rapport (Grande 1991). På grunnlag av undersøkelser i en rekke norske gruvevassdrag er det i rapporten trukket følgende konklusjoner:

De metaller som forekommer vanligst i våre vassdrag og kan tenkes å gi giftvirkning er kopper, sink og kadmium. Bly forekommer i et enkelt vassdrag i konsentrasjoner som er markert over bakgrunnsnivåene. Nikkel finnes i et lite antall lokaliteter og i lave konsentrasjoner.

Kopper sink og kadmium forekommer som regel sammen og til dels i høye konsentrasjoner. Flere av våre viktigste lakseelver som Namsen, Gaula og Orkla er på enkelte strekninger forurenset fra nedlagte og igangværende gruver med disse metallene. Større skadevirkninger er imidlertid av forholdsvis lokal karakter.

I de tilfeller hvor kopper, sink og kadmium forekommer sammen ser det ut til at kopper er det metall som er bestemmende for giftvirkningene. Det finnes gode forekomster av fisk ved konsentrasjoner fra 30 - 50 µg Cu/l (totalverdier), mens man i visse tilfeller ser virkninger overfor fisk for dette metallet ned mot ca. 20 µg Cu/l. Konsentrasjonene er alle angitt som aritmetiske middelveier. Forskjellene har bl.a. sammenheng med vannkvalitet, variasjonsmønster i metallinnhold, fiskesammensetning og gytemuligheter.

Spesielt følsomme arter av lavere dyr (invertebrater) og begroing kan være påvirket ved lavere konsentrasjoner. Dette behøver imidlertid ikke ha betydning for produksjonen av fisk.

Det har ikke i noen lokalitet av noen størrelse vært påvist at sink eller kadmium har forekommet i mengder som har gitt vesentlige skader på fiskebestand eller andre biologiske forhold. Konsentrasjoner på opp i 400 µg Zn/l og 1 - 2 µg Cd/l synes ikke å ha hatt negative effekter. Sink og kadmium forekommer imidlertid sjelden uten at de er sammen med kopper. Det er bare tilfelle i noen få, små lokaliteter. Datamaterialet er derfor for lite til å trekke sikre konklusjoner om effektnivåer. Sink og kadmium forekommer alltid sammen, og det er mulig at en her kan ha en antagonistisk (motvirkende) effekt. At sink er lite giftig bekreftes også av nyere svenske undersøkelser (Lindestrøm 1988).

Det er ikke påvist negative effekter av bly eller nikkel, men materialet for disse metallene er for lite. For bly er det dessuten stor usikkerhet i de analyseresultater som foreligger.

Bioakkumulering av metaller i fisk skjer fortrinnsvis for kadmium og bly og da vesentlig i lever. Kopper og sink synes å akkumulere i mindre grad, noe som også er rimelig for disse "essensielle" metaller. Ikke i noe tilfelle er det funnet nivåer av metaller i fisk som antas å kunne representere noen helsemessig risiko ved vanlig konsum.

Konklusjonene i rapporten gjelder tungmetallpåvirkningen i "gruvevassdrag". I andre vassdrag som er tungmetallpåvirket, kan effektene være annerledes. Dette skyldes eventuelt først og fremst vannkvaliteten som bl.a. innvirker på metallenes tilstandsform. Spesielt er innhold av kalsium, organisk stoff og partikler viktig for metallenes giftvirkning. Giftvirkninger minker generelt med økende innhold av slike stoffer. Spesielt innholdet av kalsium er ofte høyt i vassdrag forurenset fra gruver. Videre har det betydning om det er flere metaller tilstede og i hvilket mengdeforhold de foreligger. I gruveforurensete vassdrag har en f.eks. ofte både kopper, sink og kadmium tilstede og i et forholdsvis konstant forhold. Det er en del informasjon som tyder på at sink kan svekke virkningen av andre metaller, først og fremst kadmium.

### 3. 4 Vannkvalitetskriterier

Med vannkvalitetskriterier menes vanligvis konsentrasjonen av et stoff, f.eks. spesifikke metaller, som ikke må overskrides i et vassdrag. Slike kriterier fastsettes oftest av et lands miljøvernmyndighet og baseres på årlige middelveier eller verdier som ikke må overskrides i mer enn et gitt tidsrom. I noen tilfeller er verdiene også gitt som absolutte maksimumsverdier.

Så spesifiserte vannkvalitetskriterier er ikke utarbeidet i Norge. På oppdrag fra SFT har NIVA utarbeidet et klassifiseringssystem for vannkvalitet og forurensningstilstand. Systemet ble utgitt av SFT i 1989 (Holtan og Roseland 1992). For nærmere beskrivelse av systemet med miljøkvalitetskriterier, beregnet forurensningsgrad og forventet naturtilstand, henvises til SFTs rapport .

Klasseinndelingen er for tiden under revisjon og i tabell 3.4.1 er den inndeling som forventes å bli gjeldende i fremtiden gjengitt.

Tabell 3.4.1 Miljøkvalitetskriterier - Klasseinndeling

Parameter	Benevning	Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
Kopper	µg Cu/l	< 2	2 - 5	5 - 15	15 - 50	> 50
Sink	µg Zn/l	< 10	10 - 30	30 - 60	60 - 110	>110
Kadmium	µg Cd/l	< 0,04	0,04 - 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,5	> 0,5
Bly	µg Pb/l	< 1	1 - 3	3 - 5	5 - 10	> 10
Aluminium	µg Al/l	< 3	3 - 10	10 - 30	30 - 100	> 100
Jern	µg Fe/l	< 50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	> 600



I tabell 3.4.2 er forventet naturtilstand i norske vassdrag angitt. Disse tallene er også hentet fra SFTs system for klassifisering av vannkvalitet og forurensningstilstand. For tungmetaller har det gjennom tidene vist seg å være meget vanskelig å fastslå bakgrunnsverdiene i våre vassdrag med sikkerhet. Det skyldes at analysemetodene har hatt og til dels har for liten følsomhet og at prøvebehandling og rutiner rundt analysene mange ganger har vært mangelfulle. Tall som er fremkommet i løpet av den senere tid kan tyde på at bakgrunnsverdiene for enkelte metaller er betydelig lavere enn det man får inntrykk av fra tabell 3.4.2. Dette er forhold som vil bli fulgt opp i tiden fremover. I begynnelsen av 1970-årene opplevde man samme situasjon. Også den gangen kom nye analysemetoder inn og revolusjonerte teknikken med å bestemme tungmetaller. Store dataserier fra denne tiden er idag ansett som ubrukbare. Det er viktig å understreke at både i 70-årene og nå er det data vedrørende bakgrunnsnivåer og spesielt lave konsentrasjoner for øvrig som skaper problemer.

**Tabell 3.4.2** Miljøkvalitetskriterier - Forventet naturtilstand

Parameter	Benevning	Konsentrasjon
Kopper	µg Cu/l	< 1
Sink	µg Zn/l	< 5
Kadmium	µg Cd/l	< 0,01
Bly	µg Pb/l	< 0,5
Aluminium	µg Al/l	< 5
Jern	µg Fe/l	< 30

Sammenliknes tallene i tabell 3.4.1 for de ulike vannkvalitetsklassene med de konsentrasjonene som i foregående kapittel var påvist i vassdrag med god bestand av laksefisk (aure, laks etc.) ser vi at vi ut fra kopperkonsentrasjonen befinner oss i vannkvalitetsklasse IV. På samme måte er vannet i denne kvalitetsklassen fullt ut akseptabelt for andre formål, f.eks. bading og vannforsyning. De vannkvalitetskriterier og klassifiseringer av vannkvalitet som foreligger opererer etter dette med metallnivåer som kan synes urealistisk lave i sammenheng med gruveforurensninger.

Noen forgiftning av mennesker er ikke beskrevet på grunn av kopperinnhold i drikkevann eller matvarer som er forurenset direkte fra vann.

For kvikksølv, kadmium og bly er situasjonen annerledes. For kvikksølv og kadmium er den akutte giftvirkningen større enn den for kopper og sink, samtidig som det klart er vist at disse metallene kan akkumuleres i organismer og konsentreres opp i næringskjeden. De kan derfor gi alvorlige forgiftninger på dyr og mennesker. Flere tilfeller av slike forgiftninger er beskrevet i de senere år, hvor tilfellene av kvikksølvforgiftning i Minamata i Japan antakelig er mest kjent. Også for kadmium er det beskrevet forgiftningstilfeller i Japan. I dette tilfellet skyldtes utslippet en gruve. Til tross for dette tilfellet anses kadmium ikke for å være like farlig som kvikksølv som miljøgift i vann (Förstner and Wittman 1981).

Systemer for kriterier og klassifisering av vannkvalitet er primært utviklet for at saksbehandlere i forvaltningen og andre skal få et hjelpemiddel i sitt arbeid med vannressursforvaltning. Slike hjelpemidler er primært nyttige i planarbeid, mens man under arbeidet med sanering av gamle gruveområder må ha mål som er oppnåelige rent praktisk. Slikt arbeid må ta utgangspunkt i tilgjengelig teknologi og disponible ressurser. Reelle forbedringer i fiske, normalisering av bunnfauna o.l. må være retningsgivende for tiltakenes nytteverdi. Ved nyetableringer er et klassifiseringssystem for vannkvalitet et godt hjelpemiddel i planleggingsfasen.

## 4. Undersøkelsesmetoder

### 4.1 Bakgrunn

En karakterisering av NIVAs hovedkompetanse innen feltet vannforurensninger fra sulfidmalmgruver kan med få ord sammenfattes slik:

- Beskrivelse av vannkvalitet.
- Vurdering av forurensningspåvirkning.
- Karakterisering og kvantifisering av forurensningskilder.
- Vurdering av tiltak mot forurensning og hvilke resultater som kan oppnås ved alternative tiltak.

Dette er et bredt arbeidsområde som krever innsats på fagfelter som hydrologi, kjemi, biologi, data-behandling og teknologi. Innen hvert felt har utvikling av metoder vært en viktig del av arbeidet, og i løpet av de 30 år NIVA har arbeidet på feltet, har det utviklet seg helt nye muligheter.

I gruveområder har instituttet studert gruvevann, drensvann fra velter, avgang, drensvann fra avgangsdeponier og i noen grad grunnvann f.eks. under avgangsdeponier. Fast gruveavfall, som veltegodt og deponert avgang, er også undersøkt. I slike områder foregår arbeidet først og fremst ved å karakterisere de ulike vannstrømmene i forhold til forurensningskilder og den naturlige påvirkning som foregår, f.eks. gjennom meteorologiske forhold.

Utenfor gruveområdene har undersøkelsene først og fremst vært konsentrert om virkningen av gruveforurensningene på vassdrag, i første rekke de biologiske virkningene, og samspillet mellom kjemiske og biologiske parametre i et vassdrag.

Arbeidet med disse problemene har pågått ved NIVA siden 1962 da instituttet ble engasjert i en undersøkelse av virkningen av gruvevirksomheten i Skorovatn (Kap. 8.4). På den tiden var kunnskapen på dette feltet mangelfull, og en rekke forhold måtte studeres fra grunnen. Kjemiske analysemetoder for mange stoffer var meget utilstrekkelige og sammenhengen mellom kjemisk påvirkning og effekter på biologiske systemer (dose/respons) var mangelfullt beskrevet. Det kan nevnes at de fleste data om giftvirkninger av tungmetaller gjaldt fiskearter som var uten interesse i Norge, og de kjemiske forhold som var beskrevet, var uten relevans til norske vassdrag. I forbindelse med arbeidet i Skorovatn ble det startet et langsiktig arbeid med laboratorieforsøk og feltarbeid som har gitt betydelig innsikt i sammenhengen mellom kjemisk vannkvalitet og biologisk påvirkning. En oppsummering av dette arbeidet ble rapportert av Grande (1991).

De kjemiske analysemetodene for tungmetaller som ble benyttet i 1960-årene var så lite følsomme og uspesifikke at når de ble benyttet på gruveforurenset vann, ga de alt for høye verdier. Resultatet var at man i mange vassdrag påviste tungmetallkonsentrasjoner som skulle umuliggjøre tilstedeværelsen av f.eks. laksefisk, selv i upåvirkede vassdrag. Også på dette feltet har det vært stor fremgang. Det er ikke lenger spørsmål om mulighetene for å utføre riktige analyser på lavt nivå. I dag er det i større grad spørsmål om økonomisk innsats og organisering av prøvetaking og prøvebehandling.

De undersøkelsene instituttet gjennomfører i forbindelse med gruveforurensninger kan i dag inndeles i tre hovedtyper:

- Registrering og beskrivelse av områder med gruveforurensning.
- Vurdering av resipientenes forurensningstilstand.
- Kvantifisering av forurensningstransport og identifisering av forurensningskilder, som utgangspunkt for valg av tiltak

Disse hovedtyper av undersøkelser har ulik hensikt, og metodikken som brukes er tilpasset formålet. Før arbeidet settes i gang er det derfor nødvendig at oppdragsgiver og NIVA i fellesskap formulerer en målsetting. Uten en slik innsats kan rapporten få liten nytteverdi.

## 4.2 Hensikt og opplegg

De tre hovedtypene av undersøkelser kan karakteriseres på følgende måter:

### Registrering og beskrivelse av områder med gruveforurensning

Disse undersøkelsene gjelder først og fremst områder der gruvevirksomheten har vært nedlagt i mange år. Metodene som benyttes er

- Utvalg av områder etter kart og beskrivelser.
- Visuell inspeksjon og fotodokumentasjon.
- Enkeltprøver for kjemisk analyse

Det har vist seg at det ofte foregår betydelig annen aktivitet i og omkring nedlagte gruveområder. De utlegges til boligbygging, de brukes til idrettsanlegg, velter benyttes til fyllmasser o.s.v. Flere av disse områdene står for betydelig forurensningsbelastning i de lokale resipienter, og den aktiviteten som foregår kan bidra til å spre forurensning unødige. For kommuner og andre er det derfor nødvendig å ha en beskrivelse og en vurdering av forurensningspotensialet i slike områder til bruk i planarbeid og for informasjon til allmennheten. En mer generell og faglig kunnskap om slik forurensning blant dem som har gamle gruveområder i sine omgivelser vil bidra til en saklig behandling av miljøvernspørsmål knyttet til gruver.

NIVA har besøkt de fleste aktuelle gruveområder, men arbeidet pågår fortsatt. Resultatene er samlet i flere rapporter (Kap. 8.5). En videre oppfølging av dette arbeidet er ønskelig, ikke minst i retning av en mer generell spredning av den informasjon som foreligger .

### Vurdering av resipienters forurensningstilstand

Ved en undersøkelse som skal gi en pålitelig tilstandsbeskrivelse bør følgende punkter legges til grunn:

- Biologiske undersøkelser gis nødvendig omfang
- Kjemisk analyseprogram med mange analysevariable, mens prøvetakingsfrekvensen kan være moderat.
- Målepunktene legges til viktige vassdrag og sjøer med store brukerinteresser.

Målet for tilstandsbeskrivelsen er en mest mulig pålitelig beskrivelse av forurensningssituasjonen, der nivåer for den kjemiske vannkvaliteten angis f.eks. som årlige middelværdier for konsentrasjon, med mål for variasjonsbredde og vurdering av prøvematerialets representativitet. Biologiske forhold beskrives ved at flere typer av organismer (f.eks. bunndyr, fisk, begroing) beskrives, helst kvantitativt.

For å få en god beskrivelse av sammenhengen mellom kjemiske og biologiske forhold, inkluderes næringssalter, generelle vannkvalitetsparametre som kalsium, magnesium, organisk stoff etc. i det kjemiske analyseprogrammet, som også må omfatte variable som i størst mulig grad karakteriserer gruvevassdrag, f.eks. pH, tungmetaller og sulfat.

Slike undersøkelser legges som regel til vassdrag der det foreligger eller kan oppstå betydelige interessekonflikter. En påvirkning som tilsynelatende bare har lokal effekt, kan ha virkninger på et stort vassdragsystem, noe som må fanges opp i nettet av målepunkter. Det er ofte et mål å avgjøre om det foreligger avvik fra "naturtilstanden", noe som krever at det opprettes referanse stasjoner. Slike undersøkelser er i like stor grad aktuelle ved åpning av nye bergverk (før-undersøkelser), ved drift av bergverk (kontroll-undersøkelser) og ved nedleggelse, gjennomføring av tiltak o.l. (etter-undersøkelser).

Det årlige omfanget av en undersøkelse kan variere. Langvarige undersøkelser (f.eks. kontrollprogrammer) kan ha mindre intens program, mens kortvarige programmer bør være mer intense for å få tilnærmet samme representativitet i prøveutvalg. Det er ikke alltid mulig å erstatte et flerårig undersøkelses-opplegg med et mer intens men kortvarig program, på grunn av de mange klimatiske forhold som innvirker på tilstanden i våre vassdrag.

### **Kvantifisering av forurensningstransport og identifisering av forurensningskilder, som utgangspunkt for valg av tiltak**

Undersøkelsene skal gi grunnlag for å velge de kilder som gir størst tilskudd til forurensningsproduksjonen, slik at et tiltak kan rette seg mot dem. Den samlede betydningen av avrenningen er som regel beskrevet tidligere. Undersøkelsene får derfor følgende rammer:

- Mange prøvetakinger i mindre bekker nær gruveområdet, men med et fåtall analysevariable.
- Måling av vannføring så ofte som mulig.
- Registrering av meteorologiske data (nedbør og temperatur).
- Intensiv bruk av data - modeller
- Biologiske undersøkelser gis liten vekt eller sløyfes.

Behovet for undersøkelser som kvantifiserer forurensningstransport fra spesifikke kilder i et gruveområde oppstår når det skal gjennomføres tiltak. I alminnelighet vil det da være gjort undersøkelser på forhånd som har konstatert graden av påvirkning i aktuelle resipienter.

Hensikten med å kvantifisere forurensningstransporten fra de ulike kildene i et område er å prioritere hvilke kilder som skal omfattes av tiltak og avgjøre hva som kan oppnås av belastningsreduksjoner ved de ulike valg av tiltak.

Slike kilder kan være gruvevann, velter eller avgangsdeponier. Ikke sjelden vil en slik undersøkelse bare delvis kunne gjøre rede for den totale forurensningstransport ut av et område. Denne differansen kan være diffuse kilder i området. Undersøkelser vil da også angi det best mulige resultat som kan oppnås ved å angripe spesifikke kilder.

I tillegg til å bestemme forurensningstransport i elver og bekker i området ved måling av vannføring og metall- og sulfat-konsentrasjoner, er det vanlig å inkludere kjemiske undersøkelser av fast avfall i slike undersøkelser. Behovet for slik informasjon oppstår dersom tiltak krever at avfall blir flyttet. Andelen av oksidert materiale og vannløselige komponenter i f.eks. en velte vil være avgjørende for effekter av en slik flytting både på kort og lang sikt.

I de senere år med økede muligheter for bearbeiding av store datamengder, er det blitt vanlig å bruke matematiske modeller for å beskrive forurensningstilstand og forutsi utviklingen. For å vurdere fremtidig utlekking av metaller fra avgangsdeponier under vann, har NIVA utviklet en enkel modell, hvor en kombinasjon av felldata og laboratorieforsøk gir grunnlag for beregningene (Arnesen og Bjerkeng 1987).

Instituttet har også tilgang til hydrologiske modeller og modeller for bearbeiding av de mer kompliserte problemstillingene som oppstår, f.eks. ved arbeid med vannfylte gruver, utvikling i avgangsdeponier både over og under vann og avrenning fra velter.

De lagrings- og bearbeidingsystemer som etter hvert er tatt i bruk for presentasjon av instituttets datamateriale, er også av stor betydning. Antallet enkeltdata er det vanskelig å beregne, men for noen år siden, da datamaterialet ble overført til PC-format, ble antallet enkeltverdier anslått til langt over 200 000.

Selv om dette datamaterialet ikke er fritt tilgjengelig for alle, vil det likevel på kort varsel være mulig å hjelpe offentlige etater, bedrifter og andre med informasjon om de fleste norske gruveområder med ønsket detaljeringsgrad.

### **4. 3 Biologiske undersøkelser**

Biologiske undersøkelser brukes i første rekke for å beskrive forurensningseffekter. Slike undersøkelser krever relativt store ressurser og bør omfatte: fiskeundersøkelser, dyreplankton, planteplankton, bunndyr og begroing. Undersøkelsens primærmål vil være å fastslå artssammensetning og mengder i biologiske samfunn i vannforekomsten. Som regel krever dette undersøkelser som strekker seg over ett eller flere år, med flere feltbefaringer.

I forurensningssammenheng er hensikten med undersøkelsen å avgjøre om det er avvik fra naturtilstanden i vasdraget. Dersom avvik blir påvist, er det også viktig å fastslå hvor stort avviket er og hvilke konsekvenser det har.

Den biologiske tilstanden i et vassdrag endrer seg med årstiden. Det er viktig å foreta undersøkelser ved ulike situasjoner og gi undersøkelsene tilstrekkelig omfang, slik at prøvematerialet blir representativt. På samme tid er det biologiske samfunn som dyr og planter i et vassdrag utgjør, et dynamisk hele som avspeiler de påvirkninger det utsettes for. På denne måten kan biologiske metoder oppfattes som integrerende undersøkelser, der langsiktig forurensning f.eks. fra gruveområder avspeiles. Likeledes kan situasjoner som gir akutt påvirkning sees, noe som enkeltprøver for kjemisk analyse bare sjelden kan påvise.

Undersøkelsesmetodene er nærmere beskrevet i litteraturen (Vennerød 1984).

### **Fisk og næringsdyr for fisk**

Undersøkelse av fisk og fiskens næringsdyr (invertebrater) faller i to hovedgrupper - forsøksvirksomhet og undersøkelser for å beskrive biologiske forhold i vassdrag.

Forsøksvirksomheten som har vært knyttet til biologiske undersøkelser av forurensningsvirkninger har vesentlig omfattet tester med fisk og invertebrater under laboratoriebetingelser. Forsøkene utføres i akvarier med organismer som laksefisk, krepsdyr, insektlarver etc. og forskjellige konsentrasjoner av de aktuelle stoffer (flotasjonsavgang, flotasjonskjemikalier, tungmetaller osv.). Hensikten er da å komme frem til grenseverdier for akutte og/eller langtidsvirkninger. Ved NIVA er det særlig tungmetallvirkninger som har vært studert på denne måten, men det er også foretatt tester med avgang fra gruver. Det er også gjort burforsøk der f.eks. fisk plasseres på et avgrenset område i et gruveforurenset vassdrag for å studere effekter under ellers naturlige forhold.

Undersøkelser av fiskebestanden i elver og innsjøer foretas med den redskap som er mest anvendelig i hvert enkelt tilfelle. I innsjøer brukes vanligvis garnserier med utvalgte maskevidder. I elver og bekker benyttes elektrisk fiskeapparat. I enkelte tilfeller kan not, ruser og liknende være aktuelle. Også forskjellige typer av krokredskap kan av og til benyttes med fordel. Slike prøvafisker bør gjentas over flere år, slik at tilfeldigheter utjevnes og endringstendenser påvises.

Fiskebestandens størrelse og kvalitet bedømmes ved registrering av antall, vekt, lengde og smak. Næringsforholdene for fisken bedømmes ved undersøkelse av mageinnholdet.

NIVAs fiskeundersøkelser har først og fremst et praktisk mål. Spørsmål som vi har forsøkt å besvare er slike som hvorvidt det kan påvises skader på fiskebestand kvantitativt eller kvalitativt, evt. problemer med utøvelse av fiske o.l. Hvis slike effekter kan påvises er det lagt vekt på å beskrive skadens art og eventuelt omfang.

### **Bunndyrundersøkelser**

Undersøkelse av bunndyr i vassdrag foregår ved at et mest mulig representativt utvalg av bunndyr samles inn, sorteres og telles, slik at antall arter og individer kan relateres til et bunnareal eller en innsamlingsmetode.

I elver og bekker foregår innsamling av materiale ved den såkalte "sparke-metoden".

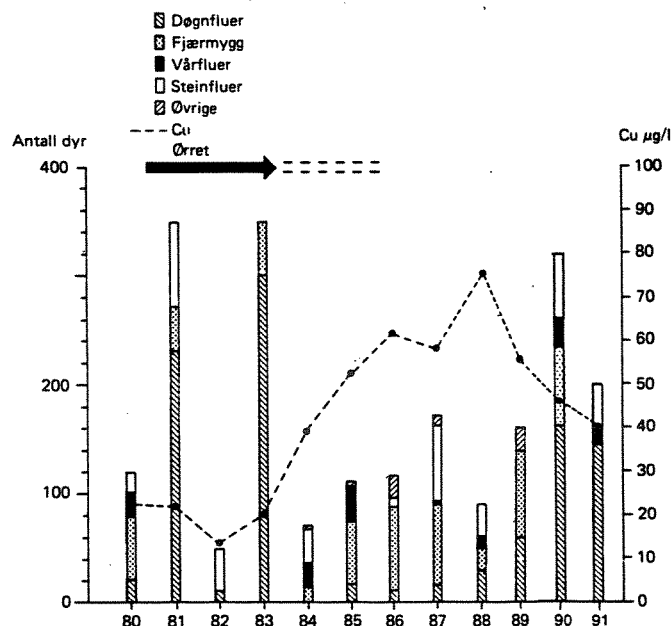
I innsjøer utføres prøvetakingen ved hjelp av en grabb som kan senkes ned og lukkes. Den har en angitt utforming med et bestemt areal .

Bunndyrundersøkelser gir to viktige opplysninger.

- Beskriver en viktig del av fiskens næringsgrunnlag.
- Indikerer forurensningssituasjonen i et vassdrag.

Et eksempel på effekter av gruveavrenning på bunndyrsamfunn er vist i figur 4.3.1

Dyre- og planteplankton, dvs. dyr og planter (alger etc.) som svever fritt i vannmassene, samles inn med håver eller vannhentere. Prøver av begroing (alger, sopp, bakterier etc.) i strandregionen i innsjøer eller i elver og bekker samles for hånd. Disse siste typer undersøkelser har hittil vært lite benyttet i gruvevassdrag.



Figur 4.3.1 Sammenheng mellom bunndyr og kopperkonsentrasjon i elva Ya ved Kvikne (Kap. 8.3)

#### 4. 4 Fysisk/kjemiske undersøkelser

De kjemiske undersøkelsene har først og fremst som formål å gi kvantitativ informasjon. Ut fra dette har kjemiske undersøkelser to hovedformål:

1. Å kvantifisere kjemisk påvirkning slik at en tilstandsbeskrivelse kan gi sammenhengen mellom kjemiske vannkvalitet og biologiske forhold.
2. Å kvantifisere en påvirkning i forhold til en kilde, slik at betydningen av ulike forurensningskilder i et avgrenset område kan sammenliknes.

I tillegg brukes ofte kjemiske metoder ved enkle undersøkelser der det mer er spørsmål om å avgjøre spørsmålet påvirket/ikke påvirket med enkle og ikke minst billige midler.

Vi kan bare summarisk gå inn på de enkelte målevariablenes innhold og betydning. For dem som ønsker en nærmere innsikt i analyse og tolking av analyseresultater henvises til annen litteratur (Vennerød 1984).

Før en prøve kan underkastes kjemisk analyse må prøven hentes fra den aktuelle resipient. Ved prøvetaking er det en rekke hensyn som må ivaretas. Prøvene må være representative, dvs. de må komme fra den del av vannmassene som skal beskrives. Emballasjen må være rengjort etter forskrifter som gjelder den bestemte analysevariabel. Kontaminering fra emballasje har vært et stort problem ved tilstandsrettede undersøkelser. Prøvene må oppbevares og behandles forsvarlig fra innsamling til analysen kan foregå, og endelig må analysemetodene være tilpasset prøvenes art. Dersom man ønsker å få utført en analyse av en vannprøve for et eller annet formål, bør man ta kontakt med det aktuelle laboratoriet for nærmere veiledning om emballasje og prøvehåndtering. Det er for tiden et arbeid i gang med sikte på at alle laboratorier som utfører miljøundersøkelser for SFT, skal være akkrediterte. Dette er en form for godkjenning av laboratoriets arbeidsrutiner. Når denne ordningen er gjennomført bør man henvende seg til akkrediterte laboratorier med sine analyseoppdrag.

I det følgende er det gitt en kort orientering om de viktigste fysiske/kjemiske målevariable i denne sammenheng.

### **Vannprøvetaking**

Vannprøver som sendes til analyse må være representative for det vannet som skal beskrives. For å oppnå dett bør følgende relativt enkle krav oppfylles:

- Prøvene tas i strømmende vann.
- Før det tas prøve kontrolleres at det ikke foregår lokale utslipp nær prøvetakingsstedet.
- Prøver tas fortrinnsvis direkte på den emballasje som skal brukes for forsendelse til laboratoriet.
- Analyselaboratoriets instruks om evt. skylling av emballasje på stedet følges omhyggelig.
- Prøvene sendes til analyse så fort som mulig.

Hvis det er umulig å følge disse reglene, bør et analyselaboratorium kontaktes for nærmere informasjon i en gitt situasjon.

### **Vannføring**

Ved undersøkelser der målet er materialtransport og kvantifisering av kildenes innbyrdes størrelse er måling av vannføring en av de viktigste målevariable.

Denne målevariabelen kan skape betydelig usikkerhet i resultatet, dersom måleutstyret ikke brukes riktig. NIVA har stort sett benyttet såkalt V-overløp (Otnes og Ræstad 1971) for slike målinger. Ved



å utføre målingene slik de er beskrevet i litteraturen blir avvik fra "sann" verdi mindre enn 10 %. Ved en kalibrering av slike V-overløp sommeren 1992 (Arnesen og Veidel upubl.) viste det seg at ved måling av overløpshøyden i selve V-en og ikke i vannspeilet i dammen, fikk man ca. 20 % for lave verdier. Slik fremgangsmåte er ikke uvanlig.

Ved beregning av transportverdier, bidrar vannføring og konsentrasjon med lik vekt. Mens forhold mellom maksimum og minimum i vannføring kan gå opp mot 50, vil tilsvarende forhold mellom konsentrasjoner sjelden overstige 5. Mangler i datamaterialet som gjelder vannføring kan derfor påvirke konklusjonene meget sterkt. Helst bør vannføringen måles kontinuerlig, fordi variasjonene fra dag til dag i små vassdrag kan være betydelig.

## pH

pH er et mål for vannets "surhet", og som tidligere nevnt (Kap. 3) er oksidasjon av kismineraler sterkt syre-produserende. pH-skalaen er logaritmisk, d.v.s at når pH endres med en enhet endres syrekonsentrasjonen med en faktor på 10. Nøytralt vann har  $\text{pH} = 7,0$ , som svarer til at vannet inneholder like mye syre som base. Lavere pH-verdier indikerer surt vann, høyere alkalisk.

Naturlig vann i likevekt med luftens karbondioksid f.eks. uforurenset nedbør har pH i området 5 - 6.. Så snart nedbøren kommer i kontakt med jord eller basiske bergarter, stiger pH mot nøytralt. Det finnes sterkt myrpåvirkede innsjøer her i landet, med pH ned mot 5, men vanlig variasjonsområde for upåvirkete overflatevann her i landet er fra 5.5 til noe over 7. I områder som er påvirket av sur nedbør, er variasjonsområdet isteden  $< 5,0 - 5,5$  (Henriksen et al. 1987).

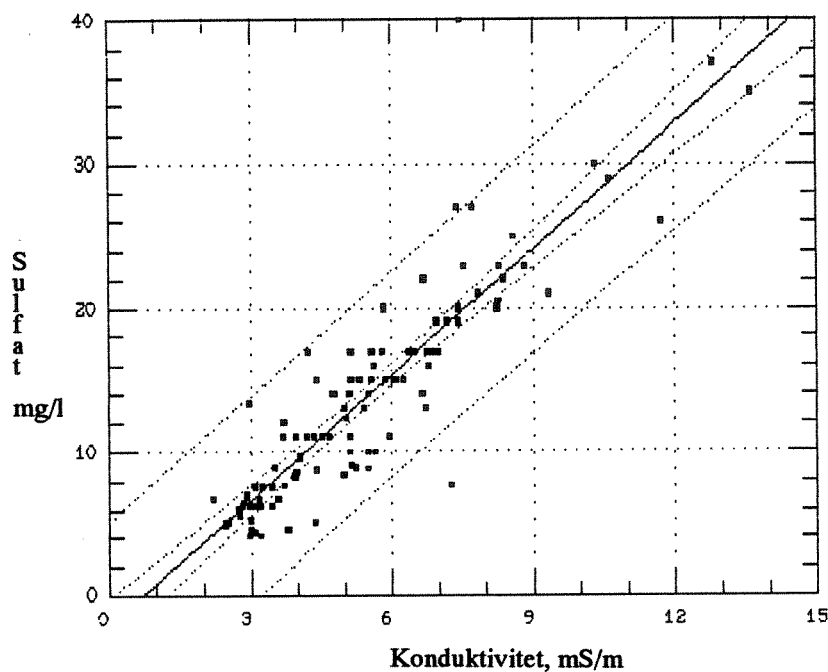
I forbindelse med vannforurensning fra kisgruver er pH en viktig analysevariabel av to grunner:

- Surt vann har en direkte negativ effekt både på fisk og fiskens næringsdyr og ved pH-verdier under 5,0 - 5,5 kan f.eks. laksefisk ikke leve og reproducere. Den biologiske virkningen av lav pH er avhengig av den alminnelige vannkvalitet.
- pH har en indirekte betydning for effektene av gruveforurensninger. Ved lav pH øker løseligheten av de fleste tungmetaller. Det er antatt at det er oppløste metallsalter som har giftvirkninger.

## Konduktivitet

Konduktivitet eller spesifikk elektrolytisk ledningsevne som det også kan hete, er et mål for vannets samlede innhold av oppløste salter. I gruveforurenset vann vil det i hovedsak si vannets innhold av sulfat og kalsiumioner. For enkelte ekstremt forurensete vannforekomster må det korrigeres for pH samt enkelte andre metaller.

Måling av konduktivitet er en enkel kontroll på analyseresultatene for hovedkomponentene i en vannprøve. I rutineundersøkelser kan analyseomkostningene reduseres betydelig ved at en stor del av sulfatanalysene erstattes med konduktivitet. Figur 4.4.1 viser samvariasjonen mellom sulfat og konduktivitet i noen gruveforurensete vannprøver. Analysen kan enkelt utføres i felt.



**Figur 4.4.1** Sammenheng mellom konduktivitet og sulfat i forurenset vann fra Skorovatn-området.

### Turbiditet og suspendert stoff

Ved overvåking av områder med utslipp av avgang og til dels gruvevann fra gruver i drift, er vannets innhold av partikler av stor betydning. For å måle dette brukes enten bestemmelse av suspendert stoff eller turbiditet.

Analysen på suspendert stoff utføres ved at et gitt volum vann filtreres gjennom et veiet glassfiberfilter med kjent porestørrelse. Vektøkning på filteret etter tørking angir innhold av suspendert materiale, mens innhold av mineralpartikler kan bestemmes ved å veie filteret etter gløding. Naturlig innhold av suspendert stoff kan variere fra sterkt brepåvirkede elver til klare høyfjellsjøer. Vanlige verdier i lite påvirkede lavlandsvassdrag er under 2 mg/l.

Turbiditet er en optisk metode for bestemmelse av suspendert materiale i vann. Lys sendes inn i prøven fra en fast retning, og lys som reflekteres fra partiklene måles i 90 ° vinkel i forhold til lyskilden. Mengden spredt lys er et mål for partikkelinnholdet. Fordi refleksjonen av lys er avhengig av partiklenes farge og form, er denne metoden bare kvantitativ for partikkelsuspensjoner som den er kalibrert med. For gruveforurensninger er turbiditet nærmest en kvalitativ analysevariabel, som angir graden av partikkelinnhold.

### Sulfat

Fordi den grunnleggende prosess ved generering av forurensninger fra et sulfidgruveområde er oksidasjon av sulfid ( $S^{-}$ ) til sulfat ( $SO_4^{-}$ ) er sulfatkonsentrasjonen i nedenforliggende vassdrag et

mål på den totale forurensningsproduksjonen som foregår i nedbørfeltet. Dette gjelder der avrenning fra gruveforurensede områder er et betydelig tilskudd til avrenningen. I naturlige vassdrag uten gruvepåvirkning kan høye sulfatkonsentrasjoner indikere påvirkning med sur nedbør.

Moderat økede sulfatkonsentrasjoner alene har ikke negative effekter i et vassdrag. Det er derfor primært som et mål for kisosidasjonen den har betydning som analysevariabel i denne sammenheng.

En måte å bruke sulfatkonsentrasjonen på ved vurdering av vannkvalitet, er å sammenholde vannets innhold av sulfat med de tilsvarende tungmetallkonsentrasjonene. Teoretisk skal sulfatinnholdet være ekvivalent med tungmetallene som er frigjort i nedbørfeltet, dersom den forurensede nedbøren som faller i området er ubetydelig i forhold til gruveavrenningen. Det vil være tilfelle i de aller fleste steder med reelle gruveproblemer. Differansen mellom den målte og teoretiske konsentrasjonen av tungmetaller utgjør den retensjon (tilbakeholdelse) som skjer i nedbørfeltet ovenfor prøvetakingsstedet.

### **Organisk stoff**

Organisk stoff er en lite spesifikk analysevariabel, som gir et mål for innholdet av de stoffer som i hovedsak er bygget opp av karbon og hydrogen. I de fleste vassdrag i Norge er organisk stoff naturlige nedbrytningsprodukter fra dyre- og planteliv i et nedbørfelt.

Det er ofte de tyngst nedbrytbare stoffene som når frem til vassdraget. Det er humusstoffer, som består av store kompliserte molekyler. Humus farger vannet brunt og binder bl.a. metallioner dels slik at de faller ut, dels slik at de får redusert giftvirkning. Kvantitativt har det vært vanskelig å påvise denne sammenhengen, mellom humusinnhold og "buffervirkning" mot giftighet av tungmetaller. Det er imidlertid en utbredt oppfatning i dag at denne effekten gjør seg gjeldende.

For øvrig synes innhold av organisk stoff generelt å ha liten betydning i gruveforurensede vassdrag. Utslipp av olje, flotasjonskjemikalier og sanitæravløp fra gruvevirksomhet kan bidra til innhold av organisk stoff, men skal ikke omtales her.

Analyse av organisk stoff foregår ved en oksidasjon av de organiske forbindelsene i vannprøven. Dette kan gjøres på mange forskjellige måter, og resultatet er sterkt avhengig av metoden som er brukt og enheten for resultatet. Uten et inngående kjennskap til den anvendte metoden er det umulig å sammenlikne resultater, selv når enhet og analysebetegnelse stemmer over ens.

### **Kalsium og magnesium**

Kalsium og magnesium er metallioner som finnes i praktisk talt alt naturlig vann. Konsentrasjonen kan imidlertid variere mye, som følge av geologiske forhold.

Tidligere da det var vanlig å angi vannets hardhet, inngikk disse i den betegnelsen. Vanligvis var kalsium det største enkeltbidraget til hardheten. Etter at vi fikk spesifikke analyser for disse metallene oppgis de som regel hver for seg.

Kalsium og magnesium har stor betydning for vurderingen av tungmetallenes giftvirkning og er derfor viktige ved undersøkelse av gruveforurensede vassdrag. Høye hardhetsverdier og dermed høye kalsium og/eller magnesium-verdier reduserer giftvirkningen av tungmetallene. Mange land har tatt dette med i sine vannkvalitetskriterier og tillater høyere metallkonsentrasjoner i "hardt vann" enn i bløtt. Slike kriterier oppgis ofte med hardhetsverdier angitt i mg CaCO<sub>3</sub> pr. l. Formel for omregning fra kalsium og magnesium til total hardhet i denne enhet er:

$$H_{\text{CaCO}_3} = C_{\text{Ca}} \cdot 2,5 + C_{\text{Mg}} \cdot 4,1$$

der  $C_{\text{Ca}}$  og  $C_{\text{Mg}}$  er konsentrasjonen av kalsium og magnesium i mg/l.

### Tungmetaller

Som nevnt tidligere er tungmetallene de kanskje viktigste analyseparametrene ved undersøkelse av gruveforurensning. Dette er stoffer som kan ha virkninger i lave konsentrasjoner og det stilles store krav til analysemetodene.

Det er vanlig å benytte spektroskopiske metoder for disse metallene, men det finnes ulike slike metoder også. For sterkt forurensede prøver f.eks. slike som tas i eller nær et gruveområde, kan konsentrasjonene for en del metaller ligge i området ca. 100 µg/l - > 1 mg/l. På slike prøver kan det benyttes atomabsorpsjon med atomisering i flamme. Slike instrumenter finnes på mange laboratorier her i landet og krever ikke spesialrom og spesielle forholdsregler ved prøvebehandlingen. En annen gunstig metode for slike prøver kan være kjøring på ICP-instrument, som kan brukes for bestemmelse av flere variable i en enkelt kjøring, noe som gjør metoden relativt billig.

Som tidligere nevnt (kap. 3 vil tungmetaller felles ut etter hvert som pH stiger i gruveforurenset vann. Likeledes kan metallioner forekomme adsorbent til partikler i vannet. Giftvirkningene er først og fremst knyttet til oppløste ioner, og ved analysen er det viktig å vurdere dette. For vann i likevekt, der partikler i stor grad er felt ut f.eks. i innsjøer, vil det være god sammenheng mellom "beregnet giftighet" og totalkonsentrasjoner av metaller. Dersom vannet antas å inneholde partikler bør det filtreres snarest mulig etter prøvetakingen, gjennom et spesialfilter som på forhånd er vasket fritt for metaller.

Undersøkelser i mindre forurensede områder og ikke minst når bakgrunnsverdier i "upåvirkede" områder skal bestemmes, kreves svært følsomme metoder. En mulighet er f.eks. ICP-instrument med massespektrometer som detektor, men også andre spesialteknikker kan eventuelt benyttes. Felles for disse metodene er at prøvene før analyse må gis en omhyggelig behandling. Den må tas slik at den blir representativ for hovedvannmassene på stedet. Påvirkning fra lokale kilder ved prøvetakingsstedet kan gi betydelig feil i forhold til de meget lave nivåer som antakelig foreligger. Prøven må tas direkte på spesialbehandlet emballasje, som kan fås fra de relativt få laboratorier som er i stand til å utføre denne typen analyser her i landet.

Tungmetallenes virkninger er omtalt i kapittel 3.3 og forventede konsentrasjonsnivåer i upåvirket vann her i landet finnes i tabell 3.4.2 på side 30.

## Kjemiske undersøkelser i sedimenter

Kjemiske undersøkelser av sedimenter har to viktige mål. Det ene er å gi en "historisk" beskrivelse av en forurensningssituasjon. I sedimentene avsettes materiale som er karakteristisk for den vannkvaliteten som har passert. Dersom forurensningene er partikulære eller lett bindes til partikler

vil sedimentene derved få en sammensetning som svarer til forurensningssituasjonen. Både avgangsdeponering og utslipp av tungmetaller vil gi slike spor i sedimentene. Utviklingen over tid kan derved beskrives ved analyser av sedimenter f.eks. fra innsjøer nedenfor gruveområder.

Prøvetaking i sedimenter for kjemiske undersøkelser har vært utført på to måter i NIVAs arbeid med gruver.

- Uttak fra bunnmaterialet med kjerneprøvetaker (corer).
- Utsetting av sedimentfeller som fanger opp materialet som sedimenterer i løpet av en viss tid.

Coreren er et rør som presses ned i bunnlaget. Røret stenges på toppen før det trekkes opp, slik at sedimentprøven følger med. Sedimentfellene er 0,5 - 1 m rør med en beholder i den ene enden. Rørene plasseres vertikalt på bunnen og står ute i 0,5 - 1 år før de tas inn. Beholderen tømmes for sedimentert materiale som analyseres.

Ved analyse deles prøven fra coreren i skiver for å beskrive sedimentets lagdeling. Analyse av innholdet i sedimentfellene viser sammensetning av det materialet som er transportert og sedimentert i et vassdrag i den tiden fellen har stått ute.

Det faste materialet i prøvene behandles før analyse slik at metallene frigjøres. Det finnes flere metoder for dette, men det er viktig å finne metoder som kan oksidere sulfidene slik at også metallene som er bundet slik, blir tilgjengelige i den videre analysen. I enkelte tilfeller er det av interesse å se om metaller i sedimentet er utfelt f.eks. som hydroksid. Da benyttes ofte en "mildere" behandling av prøven, f.eks. fortynnet saltsyre før analysen. En sammenligning av analyseresultatene etter forskjellige forbehandlinger kan gi nyttig informasjon (Kap. 8.2).

## Analyse av biologisk materiale

Kjemiske analyser av biologisk materiale fra gruvepåvirkede vassdrag har hatt to formål i våre undersøkelsesprogram.

- Kontroll av fisk og andre vannlevende organismer for helsemessige vurderinger ved konsum.
- Kontroll av vannkvalitet ved analyse av organismer som oppkonsentrerer tungmetaller.

Kjemiske analyser av fisk har vært foretatt i flere gruvepåvirkede områder. Fisken fanges da på vanlig måte, og det tas ut prøver av forskjellige organer samt av fiskekjøttet. Prøvene forbehandles slik at metallene bringes i løsning, og prøvene analyseres med atomabsorpsjons-spektrometri. Det er ikke funnet metallkonsentrasjoner i noen prøver av fiskekjøtt fra gruvepåvirkede vassdrag som kan ha negative helsemessige effekter. Sammenliknes slike prøver med tilsvarende prøver fra "upåvirkede" områder, er det vanskelig å påvise forskjell.

Vannanalyser kan by på problemer i de lave konsentrasjonene som forekommer i upåvirkede eller lite påvirkede vassdrag her i landet. For å få mer pålitelige uttrykk for de gradienter man må vente i vassdrag med gruvepåvirkning, er det gjort forsøk med å sette ut mose i slike vassdrag. Når mosen etter en tid tas inn og analyseres, vil metallkonsentrasjonen i mosen avspeile konsentrasjonsnivået på det punktet den har stått. Metoden er integrerende, og variasjoner i konsentrasjonen over tid vil gi små utslag. Metoden er fortsatt under utprøving, og en mangel er at det er vanskelig å få enkle relasjoner mellom metallkonsentrasjonen i mose og i vannet. Metoden blir derfor relativ og for noen formål ikke tilstrekkelig kvantitativ. Med de bedre kjemiske analysemetodene som nå er tilgjengelige, vil gradienter i vassdrag letter kunne påvises direkte i vannprøver. Den viktigste fordel ved analyse av mose er den integrerende effekten som oppnås.

Metoden krever ytterligere forskningsinnsats, men er for noen formål lovende. (Lingsten 1984).

## 5. Mulige tiltak

### 5.1 Generelt

De mange undersøkelser og utredninger som NIVA har gjort i forbindelse med gruveforurensninger har alle hatt som mål å hindre eller redusere skadelig forurensning i vassdrag. Resultatet fra de beskrivende undersøkelsene er brukt når det skulle avgjøres om det foregår skadelig forurensning og om tiltak mot denne forurensningen skal prioriteres.

De mer detaljerte undersøkelsene i gruveområder er brukt for å velge ut de mest betydelige kildene, og vurdere type av tiltak som kan anvendes på dem. Tiltakene blir derved mest mulig kostnads-effektive, og de praktiske resultatene av en investering kan i stor grad forutsies.

Ved gjennomføring av tiltak er det ofte mulig å velge mellom flere alternativer der valget ikke er rent vannfaglig. Nesten alltid vil økonomien spille en viktig rolle. Det beste alternativ rent forurensningsmessig kan være så mye dyrere enn det nest beste, at det fort blir spørsmål om å fire på kravene. Dette må bli et politisk spørsmål der lokalbefolkning, politiske myndigheter både lokalt og sentralt, samt hensyn til nasjonale og internasjonale retningslinjer for bekjempelse av forurensning må spille sammen.

Et spesielt trekk ved gruver som forurensningskilder er den lange tradisjonen som ligger bak de forskjellige bergverkene her i landet. Røros Kobberverk og Løkken verk var begge selskaper som hadde vært i drift i mer enn 330 år da de ble nedlagt. De store bergveltene og gruverommene er for mange idag minnesmerker over dem som gjennom årene arbeidet her. Viljen til å bevare disse kulturminnene er stor i mange områder, og ved valg av tiltak har ønsket om bevaring satt begrensninger på valg av mulige forurensningshindrende tiltak.

### 5.2 Åpning, drift og nedleggelse

Fordi vannforurensninger fra sulfidmalmgruver kan fortsette i lang tid etter at driften er nedlagt, må en skille mellom tiltak mot forurensning der det foregår drift og der virksomheten er nedlagt. I tillegg er kanskje det vesentligste tiltaket mot vannforurensning fra gruver den planleggingen som må foregå før nye forekomster åpnes.

Forskjellen mellom disse fasene i en gruves liv er åpenbare, men betydningen for muligheter og valg av tiltak er kanskje ikke så klar.

I åpningsfasen kan man se på lokalisering, velge resipient og deponeringsmåte for avgang. Selvfølgelig må det skje innen begrensede rammer, men i valgsituasjoner må miljøvern tillegges vekt, ikke minst av økonomiske grunner. Likeledes kan driftsmåter i gruva ha avgjørende betydning for fremtidige muligheter for å hindre forurenset gruvevann. Kjemiske og fysiske egenskaper ved malm, sideberg og avgang kan undersøkes og håndteringen kan baseres på denne viten. Utlegging av gråbergtipper kan f.eks begrenses til materiale som ikke forvitrer kjemisk. Grunnundersøkelser kan gjennomføres før området dekkes av eventuelle avgangsdeponier. På den måten kan man hindre lekkasjer som vanskelig lar seg tette i ettertid.

I driftsfasen kan tiltak som krever en viss drift gjennomføres uten store ekstraomkostninger. Blanding av ulike delstrømmer f.eks. gruvevann og avgang kan oftest gjøres uten problemer. Drift av enkle renseanlegg kan eventuelt gjennomføres uten øket bemanning.

Ved nedleggelsen er det viktig at forholdene allerede tidligere er lagt til rette for å hindre forurensninger. Tiltak som må gjennomføres når gruva er nedlagt, næringsvirksomhet på stedet stort sett er borte og gruvass driftsorganisasjon ikke lengre finnes, vil bli dyre.

Det foreligger foreløpig lite dokumentasjon av resultater av tiltak, både nasjonalt og internasjonalt. Dette skyldes dels at mange tiltak har virket såvidt kort tid at en eventuell etterkontroll ikke er avsluttet. Ofte er det også slik at overvåking og kontroll trappes kraftig ned når tiltaket er gjennomført.

## 5.3 Praktiske muligheter

### 5.3.1 Fjerning av avfall

Å fjerne avfallet som skaper forurensningen er det mest grunnleggende tiltaket som kan tenkes. Typisk eksempel på dette er velter eller gammel avgang som underkastes ny oppredning. Avgangen vil da få et mindre forurensningspotensiale, og deponeringen kan foregå på en forsvarlig måte. Det finnes flere eksempler på slik drift her i landet. Siste gang var i begynnelsen av 70-årene da Røros Kobberverk kjørte slikt gods i sitt nye flotasjonsanlegg ved Kongens gruve.

Muligheten for å anvende denne metoden på gjenværende avfallsdeponier her i landet er ikke kartlagt. Teknikken som i så fall må brukes krever antakelig også forskningsinnsats for å bli så effektiv som mulig. Det er imidlertid viktig at denne metoden betraktes som et miljøverntiltak og ikke som et bergverk under etablering, når et slikt prosjekt skal vurderes økonomisk.

### 5.3.2 Tildekking

Tildekking av avfall kan ha flere hensikter:

- Revegetering (gress, trær)
- Reduksjon i tilgang på luft og vann

Revegetering er først og fremst estetisk motivert, og gir sjelden merkbar forbedring av forurensningssituasjonen.

Reduksjon i tilgang på luft og vann reduserer oksidasjonshastigheten i svovelholdig avfall, og derved forurensningsproduksjonen. Det er her viktigst å redusere lufttilgangen, og kravene til overdekkingsmateriale er styrt av det.

#### 5.3.2.1 Inert materiale

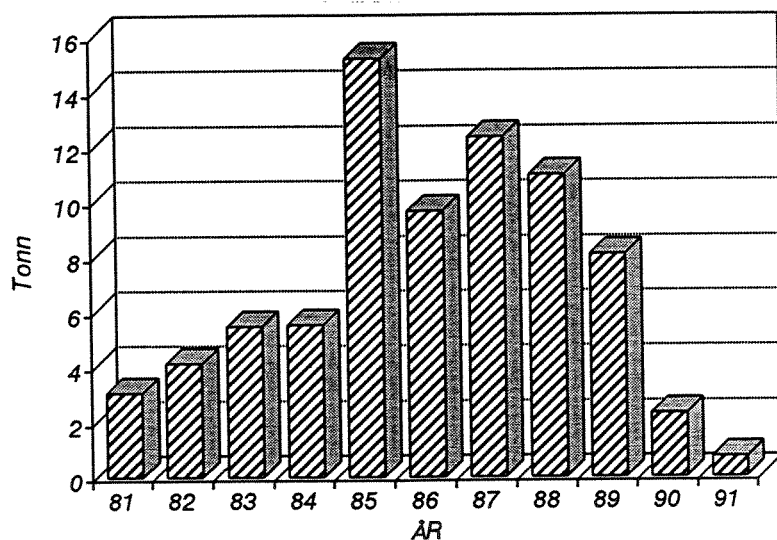
Aktuelle materialer som er prøvet er ulike typer plastmembraner, leire, sementbaserte materialer, bentonittblandet sand og eventuelt særlig tett morene. I tillegg kan materialer som er relativt tette og rike på organisk stoff være gunstige, f.eks. slam fra kommunale renseanlegg, avfall fra treforedlingsindustri osv. En del slike materialer er ikke prøvet praktisk i stor målestokk, og det kan være nødvendig å gå trinnvis frem med en slik overdekning.

For å beskytte den overdekkingen som hindrer lufttilgang mot erosjon, er det nødvendig med annen



overdekking (morene, steinsetting osv.).

Eksempler på steder der det er brukt overdekking av dette slaget her i landet er Kjøli gruve i Gauldalen, Røstvangen gruve vest for Tynset i Hedmark og avgangsdammen ved Kongens gruve i Nordgruvefeltet ved Røros. Det eneste stedet hvor resultater av tildekking til nå er dokumentert her i landet er ved Kjøli gruve (Kap. 8.5), der det har vært en betydelig reduksjon av forurensningstransporten siden dette tiltaket ble gjennomført i 1989 (Fig. 5.3.1). De to andre stedene er arbeidet knapt avsluttet.



Figur 5.3.1 Koppertransport i total avrenning fra Kjøli-området i Gauldalen

En oppfølging av resultatene fra disse tre stedene vil ha stor interesse. Ved Kjøli og Røstvangen er det valgt plastmembran som tetning mot luft og vann. På Røros er det valgt naturlig materiale (morene) ved gjennomføringen. Langtidseffekter av tiltakene og stabilitet av materialene har betydning for gjennomføring av liknende tiltak andre steder her i landet, og for den internasjonale utveksling av kunnskap om gruveforurensninger.

### 5.3.2.2 Vann

Her i landet er vann ofte brukt som overdekkingsmateriale. Derved reduseres oksygentilførslen og utløsningen av forurensninger avtar betydelig. Effekten av denne metoden avhenger imidlertid av avfallets kjemiske egenskaper, og det må gjøres en individuell vurdering før tiltaket iverksettes.

I Norge er flotasjonsavgang fra sulfidmalmgruver systematisk deponert under vann i mer enn 20 år. Alle gruver av denne art som har lagt om eller startet ny virksomhet i denne tiden, er pålagt å deponere avgangen under vann, enten i kunstige dammer eller i innsjøer. I tabell 5.3.1 finnes en

oversikt over slike deponier i ferskvann her i landet. Det kan nevnes at vi også kjenner 3 - 4 slike deponier som har vært i bruk i sjøvann, men de er til nå gitt liten oppmerksomhet.

**Tabell 5.3.1 Oversikt over undervannsdeponier for avgang i Norge**

Sted	Fylke	Deponeringsmåte	Svovelinnh. %
Bleikvassli Gruber	Nordland	Innsjø, S. Bleikvatn	5 - 15
Folldal Verk	Oppland	Dam, Hjerkin	4 - 16
Grong Gruber	N.-Trøndelag	Innsjø, Huddingsvatn	35
Løkken Gruber	N.-Trøndelag	Dam, Løkken	36
Røros Kobberverk	S.-Trøndelag	Innsjø, Orvsjøen	10-15
Skorovas Gruber	N.-Trøndelag	Innsjø, Dausjøen	45
Sulitjelma Gruber	Nordland	Innsjø, Langvatn	5 - 15

Ved samtlige av disse avgangsdeponiene har NIVA foretatt undersøkelser av ulike slag, og vi har idag et stort datamateriale som belyser dette temaet.

Man kan med stor sikkerhet trekke konklusjoner om hvordan forholdene ville ha utviklet seg dersom deponeringen hadde skjedd mer tradisjonelt, på tørt land. All erfaring til nå tyder på at avgang med så høyt svovelinnhold (30 - 40 %) ville ha utviklet sur, tungmetallholdig avrenning i løpet av den tiden vi har fulgt opp deponiene. Full utvikling i oksidasjonen ville vi imidlertid neppe fått før virksomheten var nedlagt og deponiet forlatt. Selv deponier med betydelig lavere svovelinnhold ville høyst sannsynlig blitt syreproduserende. Avgangen som har vært deponert under vann har i den tiden den er fulgt opp avgitt relativt lite surt vann og små mengder tungmetaller. Spesielt har transporten av kopper fra slike deponier vært liten.

Metalltransporten ut av tørre deponier av sulfidmineraler er derimot oftest høy. Som eksempel kan nevnes Kongens gruve i Nordgruvefeltet ved Røros, der transporten ut av det gamle avgangsdeponiet er ca. 3 tonn sink og 500 kg kopper pr. år. Tilsvarende tall for avgangsdammen i Løkken er ca. 250 kg sink og 45 kg kopper pr år, eller mindre enn 10 % av avrenningen i Kongens-området. Avgangsmengden og svovelinnholdet i Løkken er betydelig høyere enn i avgangsdammen ved Kongens gruve.

Årsaken til denne forskjellen i forurensningsproduksjon antar vi er tilgjengelighet av oksygen i de to typene deponier. Vann er et dårligere medium for transport av oksygen enn luft, og spesielt overføres oksygen meget langsomt i stillestående vann.

I laboratorieforsøk er det vist at surt vann fører til øket utløsning av tungmetaller fra avgang. Særlig viktig er det at avgangen ikke kommer i kontakt med vann som inneholder vann som har pH lavere enn ca. 3. Treverdige jernioner kan under slike forhold bidra til oksidasjon av pyritt og derved øke utløsningshastigheten betydelig (Stumm and Morgan 1981) (Se kapittel 3.3).

Selv om avgangsdeponering under vann etter NIVAs mening reduserer oksidasjonshastigheten og gir lavere forurensningstransport i forhold til den mere tradisjonelle metoden, med tørr avsetning i drenerte dammer og overdekking med løsmasser for revegetering, kan det likevel være miljøeffekter av undervannsdeponering. Disse problemene er ofte knyttet til spesielle forhold ved deponeringsmåten eller til avgangens egenskaper.

En viktig forutsetning for at denne deponeringsmetoden skal være trygg på lang sikt, er at de hydrologiske forhold er stabile. Kunstige dammer må ha tilsyn og vedlikehold. De praktiske erfaringene med undervannsdeponering av avgang vil bli nærmere belyst ved eksempler fra norske bergverk i neste kapittel.

Også i gruverom der det ellers ville vært vanskelig å få til noen annen form for tildekking er vann antakelig et godt materiale for tildekking av kisholdige flater for å forhindre oksidasjon. Erfaringene på dette feltet er mindre her enn når det gjelder avgangsdeponier. I Løkken har det imidlertid vist seg at den kjemiske sammensetningen av gruvevannet har endret seg betydelig i positiv retning etter at gruverommene er satt under vann. Prosessene som har forårsaket forbedringen er ikke uten videre klare, men et forskningsprosjekt i samarbeid mellom Løkken gruver A/S & Co, SFT, NIVA og Meldal kommune er satt i gang i 1992 med formål å forklare utviklingen i gruvevannets kvalitet. Utviklingen i Løkken kan tyde på at en oppfylling av gruva med vann ikke bare stanser produksjonen av forurensninger i gruva, men den bidrar også til at det vannet som føres inn i gruva blir mindre forurenset. Dette er nærmere omtalt i kapittel 7.2. I tillegg er det meningen å finne ut om prosessen kan styres og derved optimaliseres.

### 5.3.3 Baktericider

Fordi oksydasjonen av kismineraler som omtalt i kapittel 3, først og fremst er en bakteriell prosess, kan forurensningsproduksjonen i noen grad reduseres ved bruk av baktericider (Watzlaf 1986). Tilførselen av baktericid kan imidlertid bli en forurensning i seg selv. I tillegg er virkningen tidsbegrenset. Det kan også by på problemer å oppnå en effektiv kontakt med alle kisflater, noe som har betydning for virkningsgraden av tiltaket. Baktericidet vaskes gradvis ut og behandlingen må gjentas med noen års mellomrom. Det er derfor sjelden denne metoden har praktisk interesse. I mindre områder kan den imidlertid brukes, særlig i et begrenset tidsrom, f.eks. under gjennomføring av andre tiltak..

Tilsetning av betydelige mengder alkali kan også ha en effekt, omtrent som ved bruk av baktericider. Det er lite praktisk erfaring med slike metoder i Norden. For å ta dem i bruk kreves praktiske forsøk i stor skala, og slike tiltaket må i første omgang vurderes som forskningsprosjekter. Som et forsøk ble velten ved Kjøli gruve i Gauldalen tilsatt 100 tonn hydratkalk ved en arrondering i 1981 (Kap. 8.5). Effekten av dette varte bare 1 - 2 år. Etter denne tiden økte forurensningstransporten fra velten, enten på grunn av øket oksygentilgang eller fordi arronderingen gjorde forvittringsprodukter i velten mer utsatt for utvasking. Utvaskingen økte trolig en del etter at effekten av kalken avtok, Etter et maksimum i 1985, avtok transporten igjen. Erfaringene fra Kjøli var at graving i sterkt forvitret gruveavfall kan føre til kraftig økning i forurensningsbelastningen. Flytting av slike maser krever derfor spesielle tiltak. Velten er nå tildekket med plastmembran. Utviklingen i avrenningen fra Kjølioniområdet er tidligere vist i figur 5.3.1.

### 5.3.4 Renseanlegg

Der det er mulig å samle avløpsvannet, kan rensing komme på tale. Med rensing menes i denne sammenheng som regel å tilsette det sure og tungmetallholdige vannet kjemikalier som fører til en utfelling av metallene. Avløpet kan derved separeres i et relativt rent vann og et konsentrert tungmetallholdig slam. Vannet føres uten skadevirkninger til resipient, mens slammet må deponeres på en forsvarlig måte f.eks. på plasser for spesialavfall. Valg av fellingskjemikalium har stor betydning i denne sammenheng. Både i Sverige og i Canada er flere slike fellingsanlegg i drift. Det vanligste fellingsmidlet er hydratkalk, og ved Laisvall gruve i Nord-Sverige drives et anlegg for

felling av bla. bly som sulfid.

Andre metoder som har vært i bruk er utfelling av kopper ved tilsetning av skrapjern (sementer), ionbytting, væske/væskeekstraksjon og omvendt osmose. Disse metodene forstyrres lett av et høyt jerninnhold i gruvevannet, og det har derfor vært vanskelig å finne anvendelse for slike metoder på avløpsvann fra norske kisgruvener.

Noen rensemetoder tar sikte på en oppkonsentrering av metaller slik at utfellingen skal bli optimal. I rensingens sluttrinn er som oftest resulterer i et fnokkholdig vann hvor utfelte fnokker skal holdes tilbake, benyttes vanlig sedimentering, sandfilter, og lamellseparasjon. For å holde omkostningene nede er det av avgjørende betydning at vannvolumet som trenger rensing holdes så lavt som mulig.

Ved Løkken Verk ble det en periode fra 1953 til 1962 foretatt utfelling av kopper fra gruvevannet med sulfid som ble produsert i smeltehytten på Thamshavn. Til nå har imidlertid de tiltak som bygger på rensing av vannet kommet dårlig ut økonomisk ved sanering i gamle gruveområder. Verdien av regenererte metaller er så lav at den ikke kan dekke utgiftene forbundet med rensingen og man må regne med at anlegget skal kunne drives i lang tid fremover, kanskje flere hundre år.

Det arbeides stadig med bedre rensemetoder for gruvevann og den miljømessig beste løsningen på forurensningsproblemer fra sulfidmalmgruvener ville være en opparbeiding av de mest verdifulle metallene i avløpsvannet. Dette krever imidlertid nye metoder eller videreutvikling av de eksisterende. I en slik sammenheng ville det være av stor betydning å få i gang et anlegg som baseres på slike prinsipper her i landet. Selv om et slikt anlegg primært ikke løser noe problem, ville det ha en god effekt på den generelle kunnskap om rensing av gruveavløp.

Et tiltak som på mange måter kan sees som kjemisk rensing, ble gjennomført i Skorovatn i 1990. Det foregikk da virksomhet i nedbørfeltet som kunne frigjøre store forurensningsmengder på kort tid. I denne perioden ble det drevet omfattende kalking. Det utfelte metallhydroksidet sedimenterte i Store Skorovatn. Dette er nærmere omtalt i kapittel 7.3.

Det har lenge vært kjent at tungmetaller kunne fjernes fra forurenset vann med mikrobiologiske metoder. Dette har fått ny oppmerksomhet i de senere år og det gjennomføres for tiden et omfattende nordisk forskningsprogram på dette feltet. Arbeidet er foreløpig ikke kommet så langt at det har praktisk interesse i denne sammenheng, men det er god grunn til å følge denne utviklingen i tiden fremover.

### 5.3.5 Våtmarksområder

Forsøk flere steder i USA og Canada har vist at det har en gunstig effekt på metallinnholdet i gruveforurenset vann å lede det gjennom våtmarksområder (Kleinmann *et al.* 1991). Det er i de senere år etablert flere slike kunstige områder for formålet og metoden er blitt "populær". Praktiske langtidserfaringer finnes bare i liten grad, og det ser ut til at områdene må saneres etter noen års bruk. Anvendelsen av området, eventuelt deponering av avfallet fra området er lite omtalt. Visse tider av året kan slike metoder også gi god effekt her i landet. Det foreligger imidlertid ikke praktiske erfaringer med det fra områder med tilsvarende klima og naturforhold og det er sannsynlig at effekten er beskjeden i vinterhalvåret. Det kan finnes områder hvor en slik behandling kan betraktes som en etterpolering etter andre tiltak. Før dette tas i bruk under norske forhold må det imidlertid gjennomføres kontrollerte forsøk.

### 5.3.6 Endring av hydrologiske forhold

I enkelte tilfeller der miljøpåvirkningen er rent lokal, men hvor den lokale resipient likevel har betydning f.eks. som fiskeelv eller oppvekstområde for yngel, kan det være aktuelt å løse problemet ved fortykning. Dette kan belyses ved et eksempel. Resipienten for avrenningen fra Kvikne kopperverk er elva Ya som renner ut i Orkla ved Yset. I mange år var det et godt fiske i Ya, og tungmetallpåvirkningen fra kopperverket hadde liten effekt på elva. Heller ikke i Orkla kunne det påvises skader av betydning fra dette gruvedområdet. Ved reguleringen av Orkla i årene 1981-85 ble vannføringen som fortykner avrenningen fra Kvikne Kopperverk i Ya redusert, og fisken forsvant. Virkningen av de forhøyede tungmetallkonsentrasjonene er vist i figur 4.3.1, kapittel 4.3. En mulig løsning på dette problemet er igjen å øke vannføringen slik at metallkonsentrasjonene kommer ned på et nivå som biologien i vassdraget kan tåle.

I enkelte sjeldne tilfeller kan den naturlige bufferevnen (evnen til å motstå pH-forandringer ved syretilsetning) i et vassdrag utnyttes til å nøytralisere gruvevann og skape grunnlag for utfelling av tungmetaller. Slike løsninger forutsetter at gjennomføringen skjer på grunnlag av meget god kjennskap til vassdragets hydrologi og kjemi.

### 5.3.7 Adsorpsjon av tungmetaller på avgang

Det er i flere sammenhenger vist at nylig nedmalte mineraler kan binde tungmetallioner. I årene 1979 - 83 gjennomførte Ljøkjell en rekke undersøkelser som viste at sulfidmineraler hadde en særlig stor evne til å binde metaller som kopper og sink (Ljøkjell 1979, 1980, 1981, 1983). Disse undersøkelsene og praktiske erfaringer fra bl.a. Skorovas Gruber, tyder på at det ved kisgruver under drift er gunstig å blande forurenset gruvevann og avgang før avgangen deponeres. I tillegg til adsorpsjonen vil den høye pH og bufferkapasiteten i avgangen bidra til utfelling av tungmetaller i form av hydroksider. Partiklene i avgangen vil øke utfellings- og sedimenteringshastigheten.

## 6. Hva skjer i andre land?

### 6.1 Generelt

Bergverk er en internasjonal virksomhet, og det er ikke mange land hvor det ikke er drevet en eller annen form for slik industri gjennom historien. Det er også klart at det finnes vannforurensningsproblemer som skyldes gruvedrift i svært mange land, men ikke alle land er like aktive i sin informasjon.

NIVAs innsikt er basert på personlige internasjonale kontakter, oppfølging av utvalgte tidsskrifter og anskaffelse av sentrale monografier innen feltet. Dette har på den ene siden gitt en avgrensning av kontakten, på den annen side en oversikt over hvilke land som er mest aktive i arbeidet med å redusere de problemer gruvevirksomhet har skapt og skaper.

De land som synes å være mest aktuelle på dette feltet er Sverige, Canada, USA og Australia og det er uten tvil Canada og USA som i størst grad publiserer sine erfaringer. Norges og NIVAs kunnskapsnivå innenfor dette arbeidsområdet hevder seg godt blant disse landene, selv om våre muligheter til internasjonal publisering av resultatene har vært begrenset.

En viktig informasjonskilde om den internasjonale utviklingen innen tiltak mot gruveforurensninger, er de internasjonale konferansene - "International Conference on Control of Environmental Problems from Metal Mines" - som først ble holdt på Røros i (1988), fortsatte i Montreal i (1991) og som neste gang skal holdes i Pittsburgh i USA i 1994. I 1991 ble det startet et nytt tidsskrift "Int. Mine Waste Management News", som også kan bli en viktig kilde.

Internasjonalt er surt gruvevann ikke bare knyttet til sulfidmalmgruver men også til kullgruvedrift der sulfidmineraler, særlig pyritt opptrer som forurensning i kullet. I avfallet fra slik gruvedrift kan sulfidinnholdet bli betydelig, og det gir ofte sterkt sur og jernholdig avrenning. I USA og Canada er litteratur som omhandler tiltak ved kullgruver også av interesse for metallgruvene.

I Afrikanske og Søramerikanske land er det også betydelige problemer med avrenning fra gruveområder. Likeledes har vi vært i kontakt med forurensningsproblemer fra metallgruver i Østeuropa, men konkret informasjon om forholdene er lite tilgjengelig. NIVA har et samarbeid med tsjekkiske institusjoner der bl.a. vannforurensning fra en koppergruve inngår. Disse prosjektene er i en tidlig fase, og blir ikke nærmere omtalt her.

### 6.2 Sverige

Som vårt nærmeste naboland med en omfattende gruveindustri er Sverige en viktig samarbeidspartner. NIVA har hatt utstrakt kontakt med en rekke institusjoner og bedrifter her. (Arnesen 1980).

I 1983 opprettet Statens naturvårdsverk (SNV) et særskilt prosjektområde - "Gruveindustriens restproduktupplag" - med hovedformål å fremme forskning og utvikling med sikte på å finne økonomisk og miljømessig akseptable metoder for etterbehandling av avgangsdeponier fra sulfidmalmgruver. Det var opprinnelig meningen at dette arbeidet skulle pågå i 5 år, med utarbeidelse av en sluttrapport innenfor denne ramme. Prosjektområdets varighet ble etter hvert utvidet, og sluttrapporten foreligger fortsatt ikke. I prosjektområdets styringskomite deltok R.T. Arnesen fra NIVA og representanter fra SFT i Norge. Det ble utarbeidet en rekke viktige rapporter innenfor

denne rammen, men det vil føre for langt å gi en referanseliste her. Nærmere informasjon kan fås fra SNV (Södermark 1986).

Det foregår for tiden en aktiv opprydding dels ved eldre nedlagte gruver, dels ved gruver under nedleggelse og ved gruver som er i drift. Det er utført omfattende utredninger med sikte på tiltak mot gruveforurensninger og enkelte steder er slike tiltak også gjennomført.

Mest interesse har det knyttet seg til tiltakene i området ved Bersbo nær Åtvidaberg, der den svenske stat i samarbeid med grunneieren gjorde omfattende tiltak i årene 1987 - 89. (Södermark and Lundgren 1988, Lundgren and Lindahl 1991).

I Daleelvens nedbørfelt gir gruveindustrien et betydelig bidrag til tungmetalltransporten til Østersjøen. (Dalälvsdelegationen 1988). Det er meningen å gjennomføre omfattende tiltak for å redusere denne transporten, og i Falun er det gjort en detaljert beskrivelse av gruveavfallet og tungmetalltransporten fra de ulike kildene i området (Lundgren och Hartlén 1990).

### 6.3 Canada

Canada har en betydelig gruveindustri og store problemer med sur, tungmetallholdig avrenning fra mange store gruver. De geografiske områdene som er influert av slik avrenning kan ha meget stor utstrekning, ofte flere kvadratkilometer (Arnesen 1988). Det er meget aktive miljøer for forskning og tiltak her, både innen gruveindustrien og i offentlig miljøvernadministrasjon. For nærmere informasjon om aktiviteten henvises til referater fra de tidligere nevnte internasjonale konferansene, (1988), (1991), spesielt den siste (Jfr. kapittel 6.1).

I de senere år er det, i regi av gruveindustrien og offentlige myndigheter, etablert et omfattende forskningsprogram for å møte følgende mål:

- Fremskaffe et omfattende vitenskapelig, teknisk og økonomisk grunnlag for gruveindustrien og myndighetene for å forutsi med høy grad av sikkerhet langsiktige krav til behandling av avgang og bergvelter fra sulfidmalmgruver, og
- etablere teknikker som gjør det mulig å åpne, drive og nedlegge deponier for avgang, svovelholdig gråberg på en forutsigbar, økonomisk og miljømessig forsvarlig måte.

Programmet kalles MEND (Mine Environment Neutral Drainage) og er en videreføring av det tidligere programet RATS (Reactive Acid Tailings Stabilization) (Itzkovitch 1992). Det er for tidlig å trekke noen konklusjoner om hva som vil komme ut av dette programmet, men NIVA har hatt kontakt med ansvarlige innen MEND og vil følge opp disse så langt ressursene tillater.

### 6.4 USA

Det har gjennom mange år vært betydelig aktivitet i USA for å redusere forurensninger fra sulfidmalmgruver. Den statlige organisasjonen Environmental Protection Agency (EPA) har støttet en rekke forskningsprosjekter på felter som modellering av syreproduksjon i pyrittholdige velter, utvikling og utprøving av rensemetoder for gruveavløp, materialer for tildekking av velter o.s.v. Det

vil føre for langt å lage en litteraturliste for denne virksomheten, men NIVA kan være behjelpelig med nærmere informasjon.

US Bureau of Mines har en viktig plass i arbeidet for å redusere forurensning fra gruver i USA (Haynes and Richardson 1991). I denne organisasjonen som har en rekke avdelinger over hele landet, har Division of Environmental Technology et arbeidsprogram med følgende mål:

- Utvikle teknologi som gjør det mulig å oppfylle standarder satt av miljøvernmyndighetene på en mest mulig kost-effektiv måte.
- Utvikle teknologi som gjør det mulig å rydde opp i forurensninger som skyldes tidligere gruvevirksomhet, både i vann og på land.
- Utvikle metoder og utstyr for gruvedrift og oppredning som reduserer mengde av produsert avfall og minimaliserer miljøpåvirkning.
- Sikre at nåværende og fremtidige miljøkrav er basert på solid vitenskapelig og teknisk viten.

I USA er behandling av avløpsvann fra gruver i utstrakt bruk, og utgjør en betydelig økonomisk belastning for gruveindustrien. Programmet legger derfor stor vekt på å utvikle billigere metoder for å hindre vannforurensning fra gruver.

Ved US Bureau of Mines i Pittsburgh har man spesielt arbeidet med forurensningsproblemer som skyldes surt vann fra avfallstipper ved kullgruver. Her er blant annet utviklet baktericider som kan benyttes for å hemme oksidasjon av pyritt (Watzlaf 1986). Videre har man arbeidet med å utnytte naturlige og kunstige våtmarksområder for behandling av surt gruvevann (Kleinmann *et al.* 1991).

Ellers henvises til den litteratur som ble nevnt i kapittel 6.1 (1988), (1991).

## 6.5 Australia

I Australia har det vært betydelig forskningsaktivitet knyttet til ett enkelt gruveområde - Rum Jungle (Harries and Ritchie 1988). Gruva ble drevet fra 1954 til 1971 på en uran/kopper-malm og etter hvert utviklet det seg et surt og tungmetallholdig avløpsvann her. Omfattende undersøkelser i 1973-74 viste at hovedkilden for forurensningene var bergveltene og at det viktigste tungmetallet forurensningsmessig, var kopper. Avfallet ble dekket med leire som igjen ble dekket med sand og jord, dels for å beskytte leiren mekanisk, men også for å bevare fuktigheten i leirlaget og for å være substrat for vegetasjon.

Både før og etter gjennomføringen av arbeidet var det omfattende forskningsaktivitet i området, som har ført til utvikling av utstyr og metoder for måling av ulike variable i slike velter. Videre er det utviklet en matematisk modell for beregning av oksidasjonsforløp i velter, og det er gjort viktige studier av den rolle mikrobiologien spiller i pyrittoksidasjon.



## 7. Praktiske eksempler

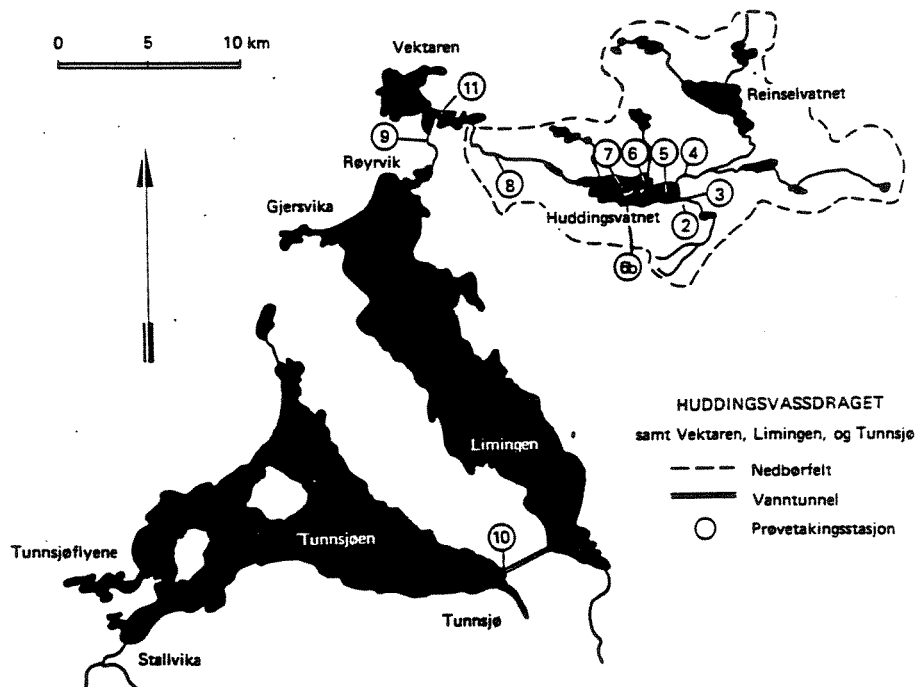
For å konkretisere de fenomener som er behandlet i de foregående kapitler, er tre norske sulfidmalmgruver - NORSULFID A/S avd. Grong Gruber (Grong Gruber), ELKEM A/S-Skorovas Gruber og Løkken Gruber A/S & Co - beskrevet i det følgende. I en rapport som denne må disse beskrivelsene bli svært kortfattede. Det er derfor ikke lagt vekt på den generelle beskrivelsen av de tre gruvene, men på det som er spesielt for hver av dem og som er illustrerende for en eller flere av de fenomenene som er beskrevet i de foregående kapitlene. For nærmere detaljer henvises til fullstendig liste over NIVA-rapporter fra de enkelte områdene i Kap.8.

### 7.1 Grong Gruber

#### 7.1.1 Beliggenhet - praktiske forhold

Grong Gruber som ligger i Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag fylke (Figur 7.1.1), startet produksjon i september 1972. Hovedmineralene i malmen er svovelkis og magnetkis med innhold av kopper og sink. Ved starten inneholdt malmen ca. 1,6 % kopper og 1,0 % sink. Dette har endret seg noe med tiden og i 1988 var innholdet av kopper 1,35 % og sink 1,61 %. Sideberget er beskrevet som meget kalkholdig, og i omgivelsene finnes flere forekomster av kalkholdige mineraler, bl.a. marmor.

Mengden avgang og i noen grad avgangens sammensetning har også endret seg i den tiden gruva har vært i drift. I 1973 var utslippet av avgang ca. 275.000 tonn med et innhold av kopper på 0,15 % og sink 0,37 %. Svovelkisen har hele tiden fulgt avgangen fra flotasjonsverket og svovelinnholdet er ca. 35 % S. Kopper i avgangen utgjør ca. 0,2 % mens sinkinnholdet er noe høyere. Den samlede avgangsmengden er ca. 475.000 tonn pr. år.



**Figur 7.1.1** Kartskisse over området rundt Grong Gruber. Prøvetakingsstasjoner ved vassdragsundersøkelsene er inntegnet.

Etter utslippstillatelsen har bedriften lov til å deponere gråberg med mindre enn 10 % svovel på tipp i dagen, men det har vært et forbruk av gråberg til forskjellige formål, og velten er i dag liten.

All avgang deponeres i det nærliggende Huddingsvatnet. Denne innsjøen har et samlet areal på 6,4 km<sup>2</sup> og var opprinnelig nesten delt i to separate innsjøer av en rekke øyer og grunne sund (Figur 7.1.1). Midlere årlig vannføring gjennom Huddingsvatnet var opprinnelig 7 m<sup>3</sup> /s. Huddingselva som renner ut fra Huddingsvatnet er en del av et større vannsystem. Deler av vannet føres til Sverige gjennom innsjøen Limingen, mens en andel som er overført fra Namsenvassdraget føres tilbake til dette vassdraget gjennom Tunnsjøen. Namsen er en av landets viktigste laksevassdrag.

Deponeringen foregår gjennom en plast avgangsledning som er forankret på flåter, og skjer vertikalt under vann. Utslippspunktet flyttes regelmessig for å hindre at det bygger seg opp en høy kjegle under rørmunningen.

I 1988/89 ble det bygget en dam som skiller de to delene fullstendig. Hovedstrømmen av vann gjennom Huddingsvatnet ble samtidig redusert betydelig, ved at elvene som munner inn i innsjøen ble avledet ved sjetéer o.l., slik at den østlige delen av innsjøen i dag kan betraktes som en separat dam. Denne delen der avgangen hele tiden siden 1972 er deponert, har et areal på 2,8 km<sup>2</sup> og opprinnelig et maksimalt dyp på 20 m.

Siden gruvedriften ble startet har NIVA utført et måleprogram i Huddingsvassdraget og i tilløpselvene til Huddingsvatn. Prøvetakingsfrekvensen har vært 6 - 7 ganger pr. år, ved utløp av Huddingsvatn månedlig. I undersøkelsesprogrammet inngår et årlig besøk der det utføres kjemisk og biologisk feltarbeid bl.a. med prøvefiske og innsamling av bunndyr. Liste over rapporter fra NIVAs undersøkelser finnes i kap. 8.2.

### 7.1.2 Fysisk/kjemiske forhold

Da avgangsdeponeringen startet i Huddingsvatnet sommeren 1972, viste det seg at utslippet fikk en del virkninger som man på forhånd ikke hadde ventet, ved at det ble en spredning av avgang langt utenfor det lokale området der utslippet skjedde. Først skjedde dette lokalt i østre del av innsjøen, etter noen år skjedde dette også i innsjøens vestre del og i slutten av 80-årene ble det også påvist skader på bunnfaunaen i Vektarbotn mer enn 10 km nedstrøms utslippet .

I de første årene etter at avgangsdeponeringen startet, ble det gjennomført betydelig arbeid for å kartlegge transport av partikler både lokalt i innsjøen og i elven nedenfor. I denne sammenheng ble det tatt et stort antall sedimentprøver fra forskjellige punkter som vist i figur 7.1.3. Prøvene ble delt i skiver, tørket og behandlet med varm konsentrert salpetersyre. Resultatet av slike analyser over tid viste at den hele den østre del av Huddingsvatnet gradvis ble dekket med avgang. I den vestlige delen av innsjøen ble det etter hvert også en klar økning av metallinnholdet i det øvre lag av bunnsedimentene. Det er ikke overraskende at overflatelaget i den indre delen av innsjøen fikk forhøyede metallkonsentrasjoner etter kort tid. På den tiden var det derimot ikke forventet at spredningen av avgangspartikler skulle bli så stor at effekter skulle bli påvist i den ytre del av innsjøen. Et enkelt overslag tyder på at partikkeltransporten fra den indre del av innsjøen var mindre enn 300 tonn/år på denne tiden. Det er ikke mye i relasjon til vannføring og totalt avgangsutslipp

I den første tiden var det vanskelig å påvise særlig transport av avgangspartikler i vassdraget, og det var vanskelig å tilbakeføre vannets innhold av partikulært materiale til utslippet fra flotasjonsverket. En metode som viste seg relativt effektiv i denne sammenheng var Scanning Elektron Mikroskopi (SEM) (Arnesen 1976).

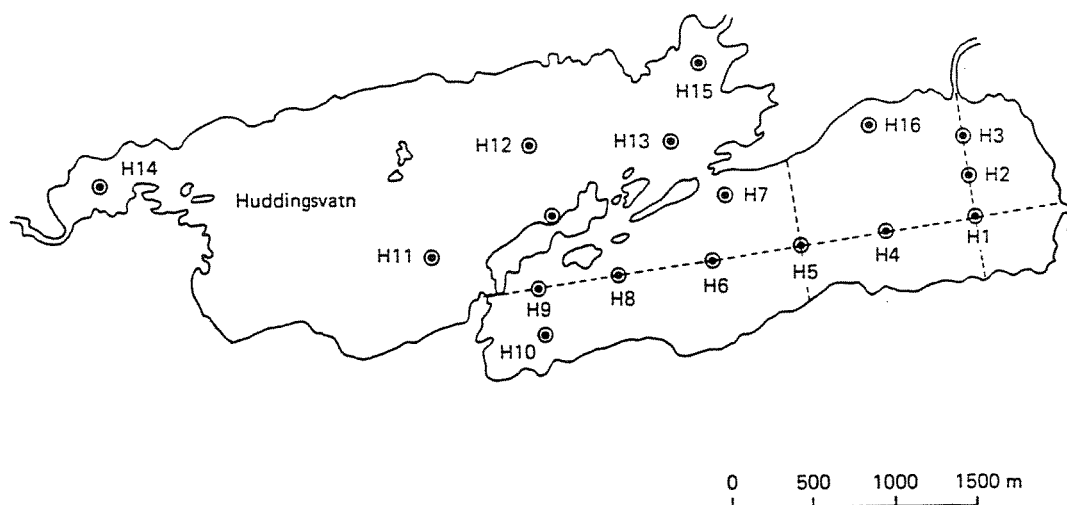
Den deponerte avgangen i Huddingsvatnet, dekker i dag praktisk talt hele bunnen i den østre delen av innsjøen. Lokalt i utslippsområdet er avgangens mektighet betydelig. Fordi det er antatt at det var transport av avgangspartikler som ga skadevirkninger i Huddingsvassdraget, regner vi med at de tiltak som er gjennomført i vassdraget nå vil føre til en forbedring. Hvorvidt bunndyrfaunaen vil bli som før utslippet startet er det for tidlig å si noe om, men mulighetene burde være tilstede.

Fordi det er vanskelig å kvantifisere partikkeltransporten i vassdraget, vil det kreves flere års data for å avgjøre hvordan delingen av Huddingsvatnet har innvirket på dette. Data til nå kan likevel tyde på at det har vært en nedgang i partikkeltransporten. Metallinnholdet i vannprøver fra vassdraget nedstrøms avgangsutslippet har imidlertid avtatt klart etter delingen. Det er gjort flere forsøk på å fastslå andelen av partikulært bundet tungmetall i tidligere års undersøkelser. Alle disse undersøkelsene har tydet på at praktisk talt alt det påviste tungmetallinnholdet har foreligget oppløst. Det er derfor overraskende når resultatene nå tyder på det motsatte, men noen annen forklaring er det vanskelig å finne. Etter avstengningen av sundene er det knapt mulig å påvise noen effekter av tilførselene fra deponiet i østre del av Huddingsvatnet.

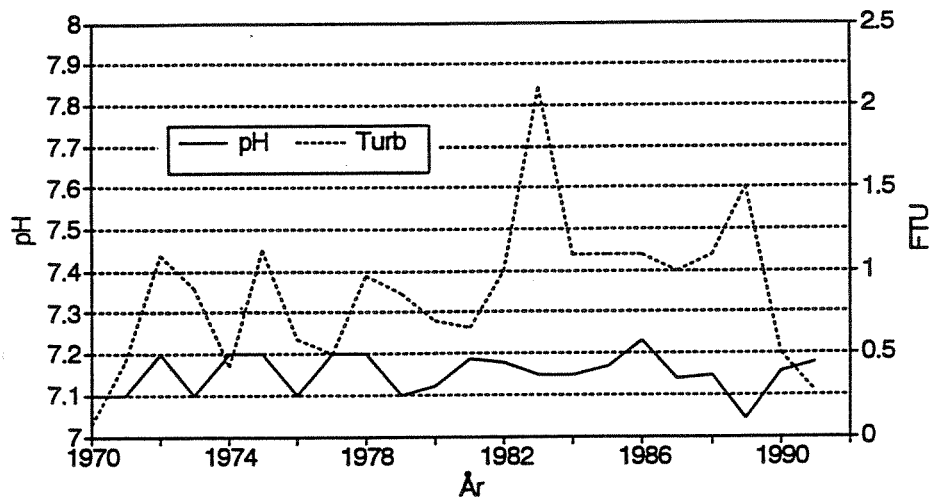
Gruvevannet fra Grong Gruber har hele tiden hatt høy pH og lave konsentrasjoner av de fleste tungmetaller. Innholdet av sink har imidlertid øket noe i løpet av driftstiden. I tabell 7.1.1 finnes som eksempel årsmiddel for noen analysevariable fra 1990.

**Tabell 7.1.1** Årsmiddel for noen analysevariable i gruvevann, 1990

pH	Sulfat mg/l	Kopper µg/l	Sink mg/l
7,4	166	92	1,8



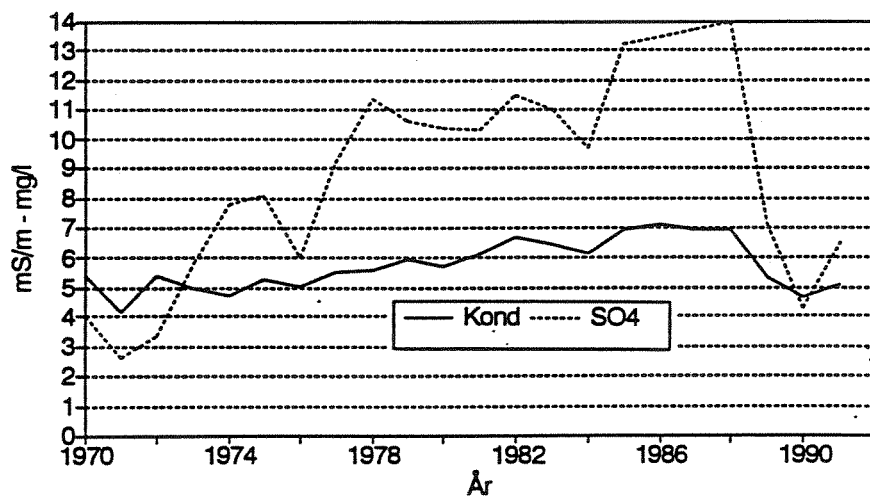
**Figur 7.1.2** Kartskisse over Huddingsvatnet, Deponeringssted for avgang fra Grong Gruber A/S. Punkter for sedimentprøver er inntegnet.



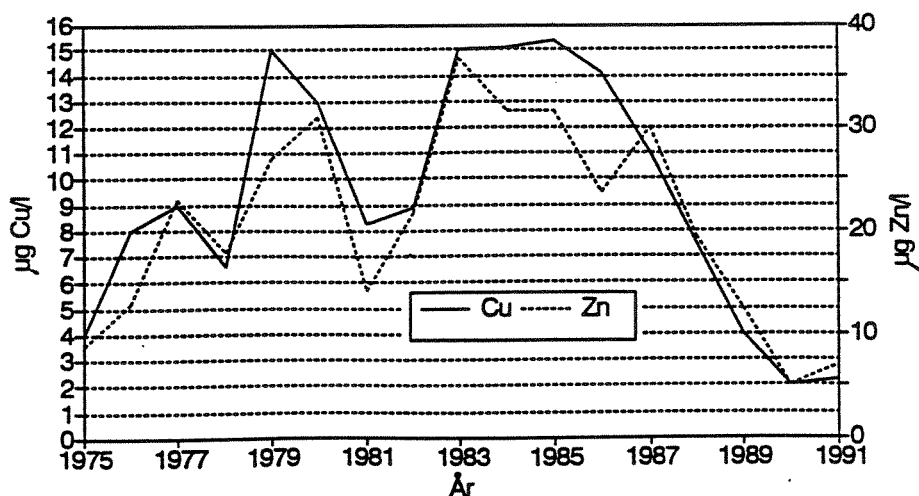
Figur 7.1.3 Grong Gruber A/S. Tidsveiet årsmiddel for pH og turbiditet i Huddingselva

### 7.1.3 Biologiske forhold

De fiskeribiologiske forhold i Huddingsvassdraget har spesiell interesse fordi undersøkelser ble igangsatt allerede 10 år før gruven kom i drift i 1972 og har senere fortsatt hvert år. Undersøkelsene før gruvedriften startet viste at Huddingsvatnet var et meget fiskerikt vann med aure som eneste art. Fisken var av god kvalitet og var jevnt stor med en middelvekt på ca. 200 gram på de garnserier som ble benyttet. (Sivertsen 1982). Det ble også utført undersøkelser med gruveavgang på fisk, og det ble funnet at denne ikke var giftig. (Sivertsen 1969). Det ble derfor antatt at flotasjonsavgangen ikke ville gjøre skade på bestanden i Huddingsvatnet dersom den i følge forutsetningene sedimenterte på dypt vann.



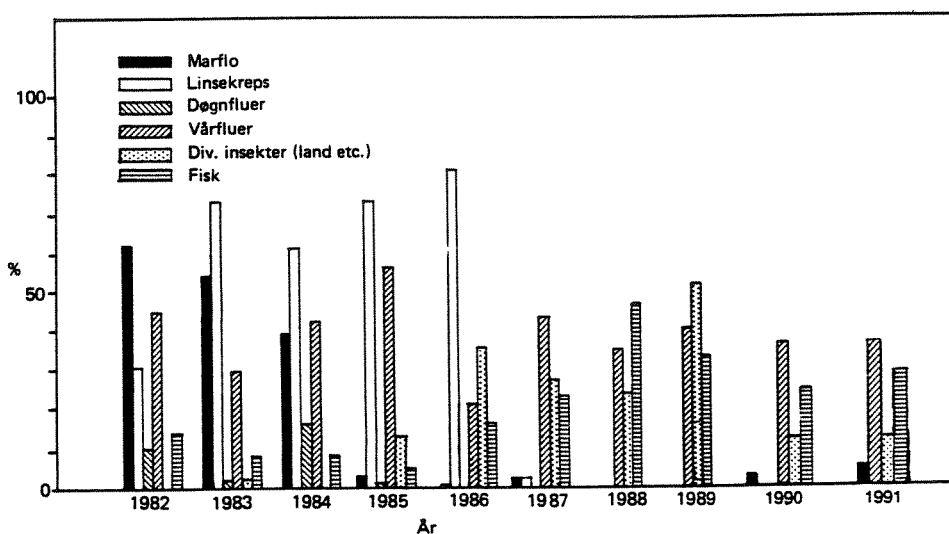
Figur 7.1.4 Grong Gruber A/S. Tidsveiet årsmiddel for konduktivitet og sulfat i Huddingselva.



Figur 7.1.5 Grong Gruber A/S. Tidsveiet årsmiddel for kopper og sink i Huddingselva.

Allerede ett år etter at driften kom i gang, sommeren 1973, tydet stikkprøver på at aurens viktigste næringsdyr i vannet hadde avtatt i mengde. Samtidig kom det klager fra grunneiere om vanskeligheter med utøvelse av fiske. Det ble også hevdet at det var mindre stor fisk i garnfangstene enn før.

Etter hvert så en at også Huddingselva ble preget av forurensningene. Dette ga seg utslag i at visse dyregrupper forsvant, først øverst ved utløpet av Huddingsvatn, - senere nedover mot Vektarbotn. Figur 7.1.6 viser hvordan innholdet av enkelte næringsdyr har avtatt i mageinnholdet i fisk i Vektarbotn.



Figur 7.1.6 Mageinnhold i aure fra Vektarbotn.

Som det fremgår av det foregående, skyldes forurensningseffektene først og fremst tilslamming av bunnsstratet. I de senere år har imidlertid også en viss økning i vannets innhold av tungmetaller blitt registrert. Dette gjenspeiles også i analyser av tungmetaller i prøver av fisk. Det er konstateret at fisken i Huddingsvatn og Vektarbotn har et høyere innhold av tungmetaller enn i nærliggende upåvirkede sjøer. Dette gjaldt spesielt for kadmium i fiskelever. Forøvrig var konsentrasjonen av alle metaller (kopper, sink og kadmium) i fiskekjøtt under det som regnes som risikogrense ved menneskelig konsum.

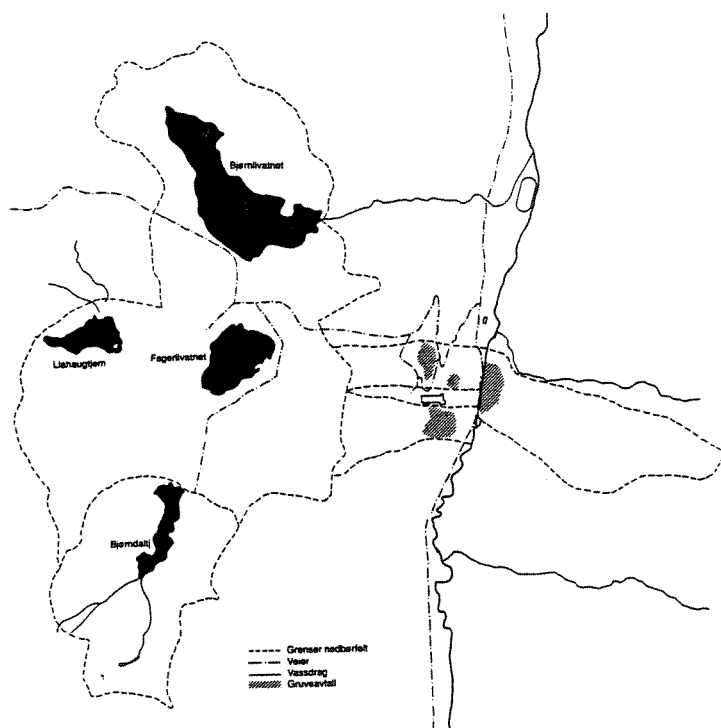
Deponeringen av avgang i Huddingsvassdraget førte altså til en betydelig reduksjon i fiskebestanden, og den ble ødeleggende for det fisket som tidligere hadde funnet sted i Huddingsvatn og deler av vassdraget nedenfor. Dette skyldtes ikke toksisk effekt på fisken, men en reduksjon i de næringsdyr som fisken lever av.

Avstengningen av sundene i 1988/89 har ført til en merkbar forbedring i forurensningssituasjonen i ytre Huddingsvatn og nedover i vassdraget. De biologiske undersøkelsene har i 1991 og 1992 vist positive trekk med utvikling i riktig retning.

## 7.2 Løkken Gruber

### 7.2.1 Beliggenhet og praktiske forhold

Løkken gruver ligger i Meldal kommune i Sør-Trøndelag (Figur 7.2.1). Hovedresipient er Orkla, som tilføres avrenningen fra Løkken-området gjennom Raubekken. Etter reguleringen av Orkla i årene 1981 - 85 blandes Raubekken nå inn i hovedstrømmen av vann som går til Svorkmo kraftverk med avløp til Orkla.



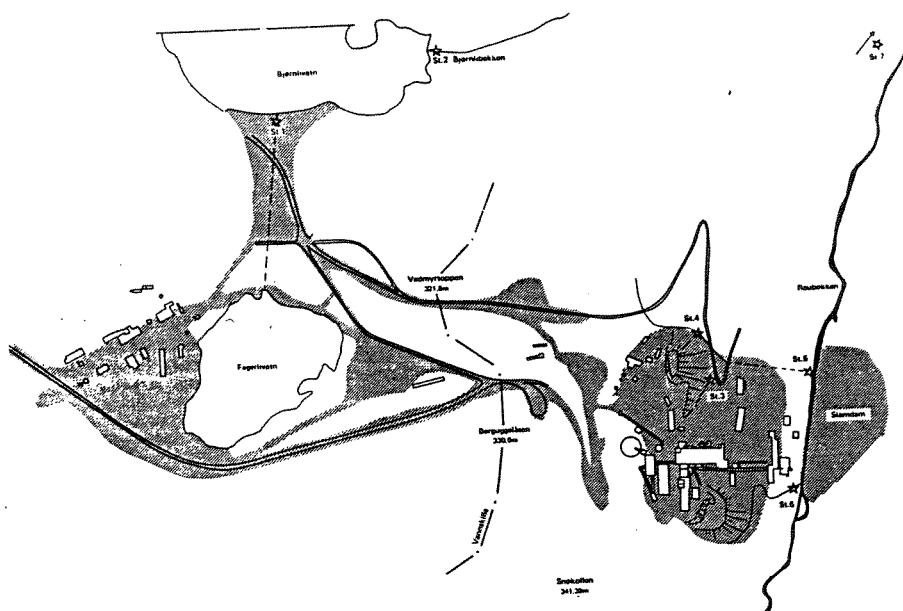
Figur 7.2.1 Kartskisse over Løkken-området

Driften i Løkken startet i 1654 og gruva ble frem til 1844 drevet 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 i smelteverket i Thamshavn. Fra 1974 og frem til nedleggelsen i 1987 ble råmalmen oppredet ved selektiv flotasjon av kopper- og sinkkonsentrat.

Forurensningssituasjonen i Løkken har gjennom tidene vært meget komplisert, med mange kilder og til tider meget høye utslipp av forurenset vann. Avløpet fra Løkken omfatter gruvevann, sigevann fra velter og i perioder, avløp fra oppredningsverk samt avrenning fra avgangsdeponier. De ulike delområdene i området er vist i figur 7.2.2. I det følgende beskrives hver av disse kildene stort sett uavhengige. En større undersøkelse NIVA gjennomførte i 1989 (Kap. 8.3) viste at avrenningen fra veltene var den mest betydelige forurensningskilden på den tiden. En diskusjon av de forskjellige forurensningskildene i forhold til hverandre er derfor gjort under omtalen av dem. Siden 1974 har NIVA gjennomført en overvåking av avrenningen fra Løkken-området og virkningen på Orkla. I tilknytning til dette arbeidet er det gjennomført flere spesialutredninger. Arbeidet er samlet i et stort antall enkeltrapporter (Kap. 8.3).

### 7.2.2 Resipienten

Orkla, som er en av landets beste lakseelver, fikk en sterk nedgang i utbyttet omkring 1915. Lavmålet ble nådd i slutten av 1940-årene. Årsaken til nedgangen ble dels satt i sammenheng med gruveforurensningene fra Løkken, dels med det utstrakte garnfiske i nedre del av elva (Dahl, 1946). Da garnfisket ble innstilt i 1939, øket fangsten av laks betydelig i de øvre deler av elva, og dette viste at i alle fall en betydelig del laks passerte det forurensede området nedenfor Svorkmo. Fra begynnelsen av 1950-årene har utbyttet av lakse- og sjøaurefisket øket betydelig og er nå i gode år omtrent på samme nivå som ved århundreskiftet. Det bemerkelsesverdige er at Orkla helt til det siste har hatt meget høye tungmetallkonsentrasjoner i nedre del.



**Figur 7.2.2** Gruveområdet i Løkken med de ulike områder med gruveavfall

Middelverdiene for året (månedlige prøver ved Vormstad) var f.eks. i 1980 henholdsvis 149 µg og 410 µg for kopper og sink. I de siste årene har dette avtatt, sannsynligvis som en kombinert effekt av reguleringer og tiltak ved Løkken Verk. Konsentrasjonene var særlig høye ved lav vannføring (om vinteren) og lavere om sommeren. Selv under laksens oppgang sommerstid var allikevel konsentrasjonene så høye (30 - 60 µg Cu/l og 20 - 90 µg Zn/l) at en kunne forvente skadevirkninger som redusert oppgang (unntaksreaksjoner) og perioder med fiskedød. Begroing og bunndyrfauna har vært sterkt påvirket, og noen vesentlig produksjon av laks og aureunger har det derfor ikke vært på den nedre strekningen. Det er imidlertid betydelige gyte- og oppvekstområder ovenfor, idet laksen i Orkla går helt opp til Berkåk (ca. 7 mil fra utløpet).

Under helt spesielle situasjoner har det opp gjennom årene vært fiskedød i Orkla. Det siste store tilfellet var i oktober 1981, da et stort antall laks og sjøaure døde (Korsen og Møkkelgjerd 1982). Det ble antatt at fiskedøden den gang skyldtes en kombinasjon av slampåvirkning fra reguleringsarbeid og høye tungmetallkonsentrasjoner på grunn av lav vannføring.

Når tungmetallene ikke har hatt den skadeeffekt en kanskje kunne forvente i Orkla, skyldes dette blant annet Orklas gunstige vannkvalitet, med høyt kaliuminnhold og et betydelig innhold av humusstoffer. Dette er faktorer som bidrar til å redusere giftvirkninger.

### 7.2.3 Avgangsdeponering

Da man startet med selektiv flotasjon i Løkken i 1974, ble det samtidig bygget en dam for deponering av avgang i Bjønndalen. (Fig. 7.2.1). Denne dammen ble helt fra starten bygget tett, med sikte på å skape et vannspeil over avgangen. Dette ble stort sett gjennomført under hele driftsperioden, og avgangsdeponiet i Løkken er det eneste i Norge, kanskje i verden, der det er deponert avgang med høyt innhold av svovel (36 %) under vann, uten at annen gruveforurensning påvirker deponiet. I dammen, som har et areal på 0,043 km<sup>2</sup>, er det lagret ca. 3,25 mill. tonn avgang.

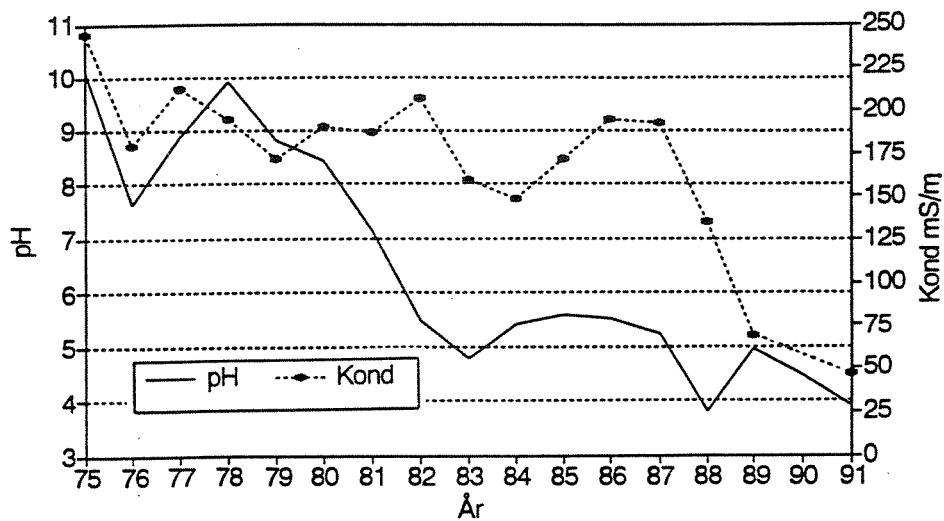
Den svovelkisholdge avgangen ble deponert i dammen i Bjønndalen. Årlig ble det i denne tiden deponert ca. 250 000 tonn, til sammen 3,25 mill. tonn avgang med en midlere sammensetning på 36,3% S, 0,24 % Cu og 0,32 % Zn.

Avgangsdammen virket stort sett som forutsatt, men det var til tider en del thiosulfat i avløpet uten at det skapte spesielle problemer forurensningsmessig. Alt i alt gikk håndtering av avgang fra flotasjonsprosessen i Løkken slik det var planlagt.

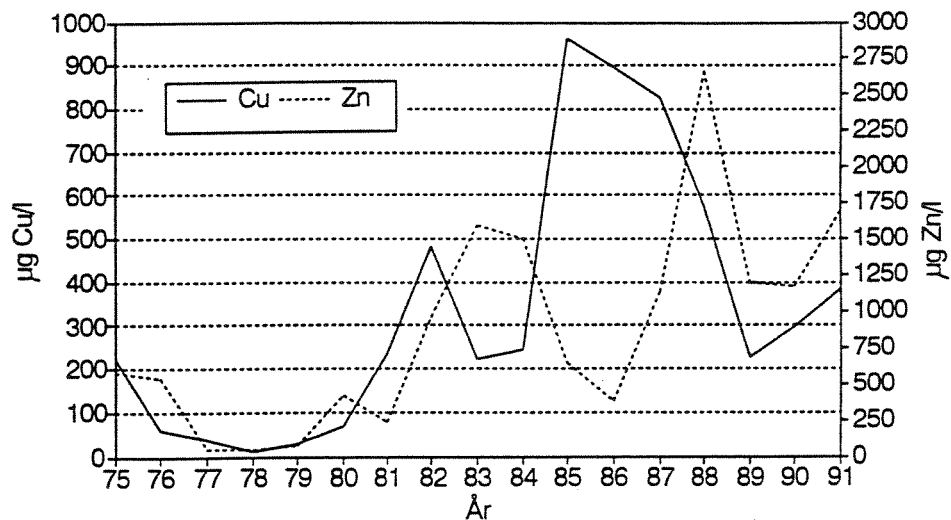
Deponeringen opphørte da driften ble nedlagt i 1987. Tilrenningen av vann til dammen ble da bare naturlig tilsig fra et praktisk talt upåvirket nedbørfelt. Figurene 7.2.3 og 7.2.4 viser at det har vært en klart avtakende tendens i pH i nesten hele perioden. Den lave verdien man etter hvert fikk i driftsperioden skyldtes antakelig dannelse av thiosulfat, mens årsaken til lav pH i de senere år er mindre klar. En mulighet er at thiosulfat fra driftsperioden fortsatt diffunderer fra avgangen og ut i vannfasen. En annen mulig forklaring er at det øverste laget i avgangen oksideres og gir svovelsyre. Sulfatkonsentrasjonen har avtatt sterkt i de senere år, og det er rimelig å anta at dette vil fortsette i årene fremover.

Konsentrasjonen av kopper og sink var høy i siste del av driftsperioden og etter nedleggelsen, men har nå gått betydelig ned (Fig. 7.2.4). I de senere år ser verdiene ut til å ha stabilisert seg, men sink og kopper er svakt stigende, mens pH har gått noe ned. I tiden fremover er det mest sannsynlig at





**Figur 7.2.3** pH og konduktivitet i utløp av avgangsdammen i Bjønndalen (1975 - 1991)  
Tidsveiede årlige middelerverdier.



**Figur 7.2.4** Konsentrasjonen av kopper og sink i utløp av avgangsdammen i Bjønndalen. Tidsveiede årlige middelerverdier.

verdiene stabiliseres ytterligere, hvoretter de gradvis vil gå i positiv retning, d.v.s. stigende pH mens kopper og sink avtar. Forurensningsmengden som i dag transporteres ut av avgangsdeponiet er i forhold til andre kilder i Løkken ubetydelig (Figur 7.2.6) og utgjør ca. 45 kg kopper og 250 kg sink pr. år, som er mindre enn 0,5 % av samlet forurensningstransport ut av Løkkenområdet.

En videre oppfølging av forholdene i avgangsdammen i Bjønndalen har spesielt stor interesse, fordi det er det eneste undervannsdeponi i Norge med høyt innhold av sulfidmineraler der vannet og avgangen ikke påvirkes av andre forurensninger.

#### 7.2.4 Gruvevannet

Gruvevannet fra Løkken var i sin tid et av de mest forurensede gruveavløp her i landet. I tabell 3.3.1 er middelverdier for dette vannet for perioden 1961 - 75 vist. pH var omkring 2 og metallkonsentrasjonene var i størrelsesorden gram pr. liter. Til å begynne med ble gruvevannet sluppet ut i Orkla. I 1952 ble det imidlertid bygget en 25 km lang trerørsledning som førte gruvevannet til Thamshavn nær Orkanger. Her ble vannet i årene 1953 til 62 renset ved "Orkla-prosessen" i smelteverket, men da det ble nedlagt, ble vannet sluppet direkte til Orkdalsfjorden.

I oktober 1983 sluttet dette utslippet, idet pumpingen av gruvevann fra Wallenberg gruve stanset, og gruva har frem til mai 1992 vært under oppfylling med vann. I denne perioden har gruvevannet ikke bidratt til forurensningen fra Løkken. Nå pumpes gruvevannet fra Wallenberg sjakt til Fagerlivatnet som har avløp gjennom Bjørnlivatnet til Raubekken.

I den tiden gruva har vært under oppfylling har NIVA overvåket vannkvaliteten i sjakten. Det vil føre for langt å gjennomgå alle data som er kommet frem gjennom dette arbeidet her, men det har skjedd en betydelig endring av gruvevannets sammensetning i denne perioden. Et eksempel på denne utviklingen finnes i tabell 7.2.1, der noen analyseresultater for prøver tatt i gruva med fire års mellomrom er sammenliknet.

**Tabell 7.2.1** Sammenlikning av analyseresultater fra ulike prøvetakinger fra Wallenberg sjakt, Løkken

Dyp	pH		Sulfat mg/l		Kopper mg/l		Sink mg/l		Kadmium µg/l	
	29.03.88	18.03.92	29.03.88	18.03.92	29.03.88	18.03.92	29.03.88	18.03.92	29.03.88	18.03.92
145		6,5		317		0,38		4,27		14
160		6,47		326		0,4		4,63		14
200		6,47		314		0,37		3,97		13
273	6,12		400		0,56		2,41		6	
285	6,19		388		0,55		2,46		6	
300	6,08	5,79	494	2770	0,78	0,03	3,79	22	8	3
340	5,7	5,9	5325	2910	3,5	0,03	91	19,2	160	6
380	4,93	6,04	6560	2725	5,98	0,03	188	12,1	380	11
430	4,39	4,62	20600	50000	0,83	0,03	1240	2230	160	230
490		4,32		64970		0,03		2670		140

Det er etablert et forskningsprosjekt som skal se nærmere på de prosesser som skjer når en kisgruve fylles med vann, med utgangspunkt i denne endringen av kvalitet i vannet i Wallenberg gruve. Prosjektet skal avsluttes i løpet av 1993, så noen konklusjoner om prosesser eller fremtidig utvikling i gruvevannet er det derfor for tidlig å trekke her.

### 7.2.5 Avrenning fra velter

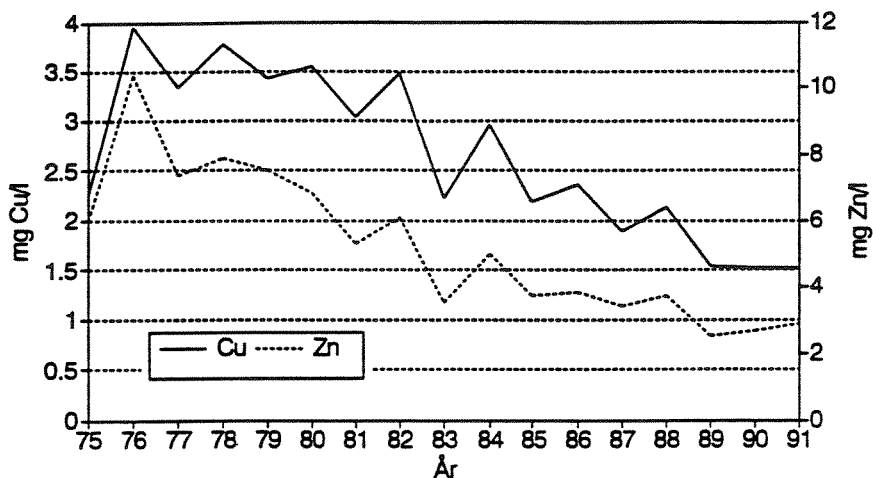
På kartet i figur 7.2.1 er området med gruveavfall vist. Det fremgår av kartet at avfallet er spredt over et stort område. I forbindelse med nedleggelsen av driften ble Løkken Gruber A/S & Co pålagt å utrede mulige tiltak for å redusere forurensningene fra området. NIVA gjennomførte da et relativt omfattende program for å finne frem til hvilke kilder i området som ga de største forurensningsbidrag til Raubekken.

Resultatet av undersøkelsene er vist i figurene 7.2.5 og 7.2.6, som viser henholdsvis konsentrasjon av kopper og sink i samlet avrenning fra området som tidsveiede årsmiddel i Raubekken, og grafisk hvordan kopper-transporten var fordelt på de ulike kildene i området. Sink-transporten var fordelt omtrent som for kopper, men totaltransporten målt på tilsvarende måte, utgjorde omtrent 70 tonn pr. år.

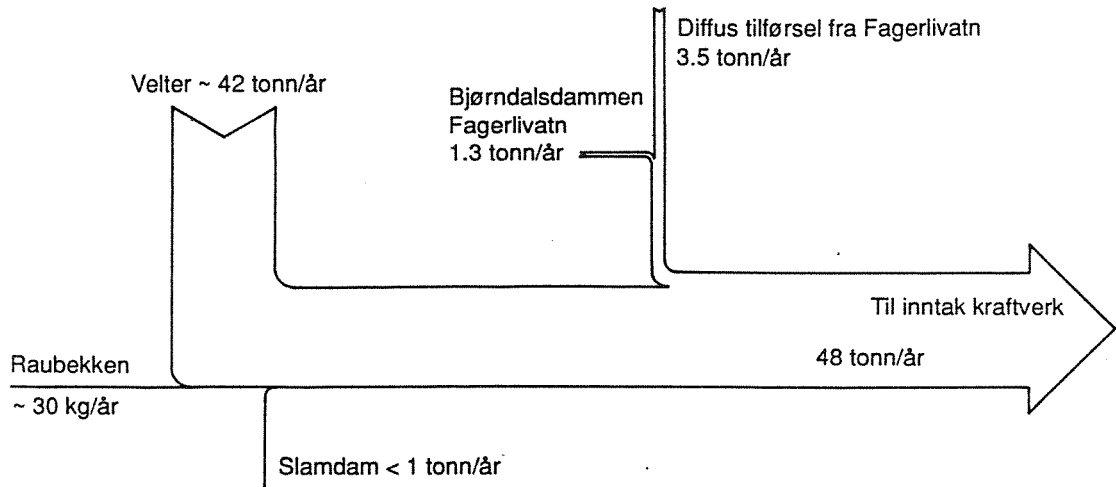
Det fremgår klart av figur 7.2.6 at veltene i dalsiden ned mot Raubekken utgjør de største forurensningskildene. Tiltak for å redusere utslippene til Orkla bør derfor primært settes inn her.

### 7.2.6 Tiltak mot forurensninger

I NIVAs rapport ble det foreslått to hovedtyper av tiltak, behandling av forurenset vann i renseanlegg og tildekking av forurensete masser. Ingen av disse alternativene ble valgt da den såkalte "tiltaksplanen" for i Løkken ble gjennomført. Denne planen går i korthet ut på at forurenset drens vann fra veltene samles i grøfter og føres inn i gruva dels ved selvføll og dels ved pumping. Samtidig pumpes tilsvarende vannmengder ut fra Wallenberg sjakt. Bakgrunnen for dette tiltaket er den kvalitetsforbedring man har sett ved vannfylling av gruva. Overføring av vann fra veltene startet omtrent samtidig med at pumping fra Wallenberg sjakt, i mai 1992.



Figur 7.2.5 Konsentrasjon av kopper og sink i Raubekken, Løkken  
Verdiene er tidsveiede årlige middel.

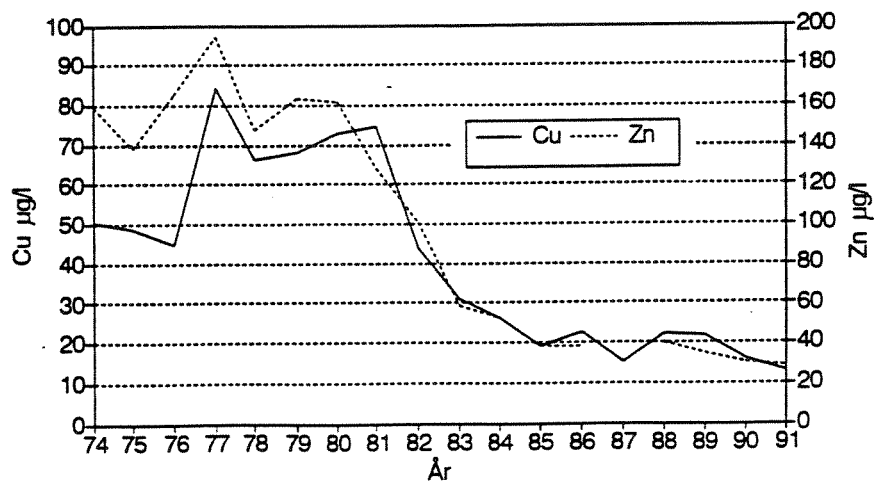


**Figur 7.2.6** Fordeling av koppertransport fra Løkkenområdet på de enkelte kilder.

Resultatet av dette tiltaket kan først vurderes med sikkerhet om noen år. Forskningsprosjektet vil også følge utviklingen av vannkvaliteten i gruva, og man vil etter hvert prøve å forutsi utviklingen. Det er også meningen at man i prosjektet skal se på hvilke tiltak som evt. kan iverksettes for at denne behandlingen av gruveforurenset vann skal virke optimalt.

Det er også tidligere gjort tiltak for å redusere forurensningstransporten fra Løkkenområdet. Disse tiltakene består i at det er foretatt bortledning av uforurenset vann fra forurensete masser, og overdekking av velter med morene og myrjord. En del steder er det også foretatt tilsåing og planting av trær på veltene. Fagerlivatnet er dessuten hevet noe i de senere år, slik at vannstanden er stabilisert.

I den perioden disse tiltakene er gjennomført har det helt klart skjedd en reduksjon av forurensningstransporten i Raubekken og i Orkla. Konsentrasjonen av f.eks. kopper i Orkla er dessuten klart redusert i samme periode. Det har til dels vært hevdet at slike tiltak skal ha liten virkning, og det er ikke klart hva som ligger bak forbedringene i Løkken. NIVAs mangeårige overvåking av Raubekken og Orkla viser imidlertid med stor grad av sannsynlighet at det har skjedd en nedgang i tungmetalltransporten fra Løkkenområdet i denne tiden (Figur 7.2.5 og 7.2.7)



**Figur 7.2.7** Tidsveiede årsmiddel for konsentrasjon av kopper og sink i Orkla ved Vormstad.

## 7.3 Skorovas Gruber

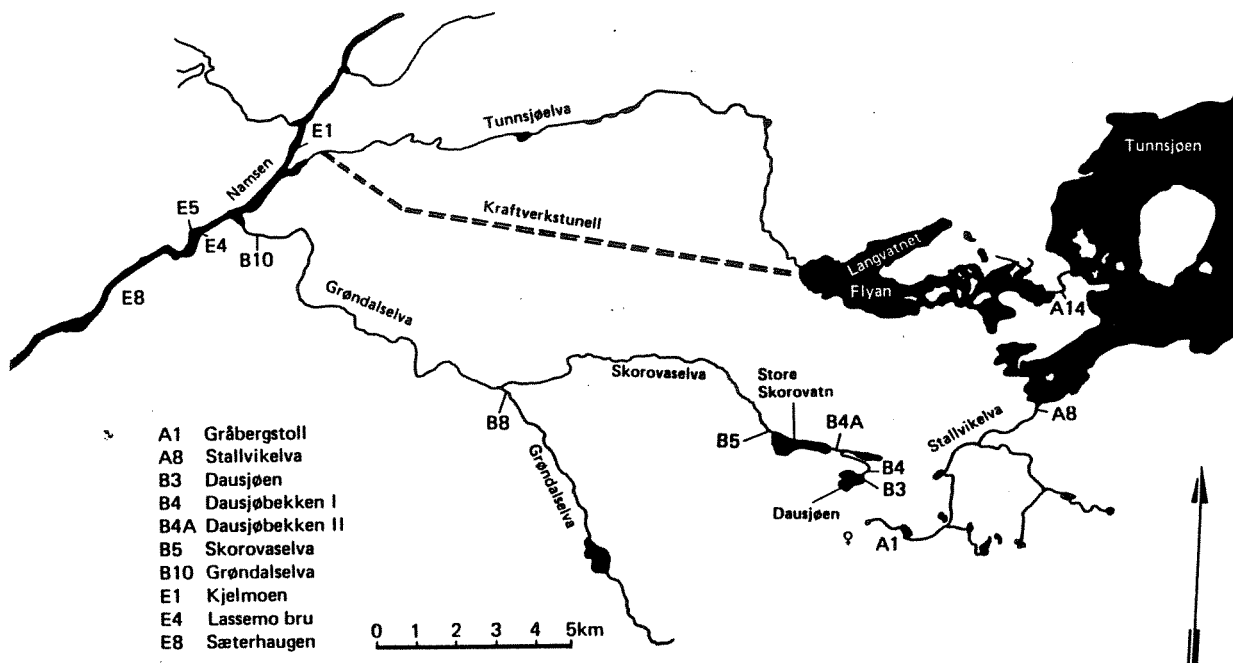
### 7.3.1 Beliggenhet - Praktiske forhold

Skorovas Gruber ligger i tettstedet Skorovatn i Namskogan kommune i Nord-Trøndelag (Figur 7.3.1). Gruveområdet ligger i det geologisk interessante Grongfeltet der flere kisleforekomster er påvist. Allerede i 1913 ble gruverettighetene til Skorovas-forekomsten ervervet. Selv om staten viste stor interesse for forekomstene i Grongfeltet, beholdt den opprinnelige kjøperen, Elektrokemisk A/S, rettighetene, og i november 1953 kom driften i gang. Regulær skiping av kis kom imidlertid først i gang i mars 1953.

Gruvedriften ble startet på den mest kopperholdige delen av malmen med opptil 3 - 4 % kopper. Etter hvert gikk man over til å bryte en mindre kopperholdig malm, og salgsproduktet ble etter hvert en finkis med ca. 45 % S, 1,3 % Cu, 1,7 % Zn og 0,05 % As.

Frem til november 1975 benyttet man synk/flyt-metoden kombinert med bulkflotasjon på finfraksjonen som oppredningsmetode ved Skorovas gruber. Avgangen fra anlegget ble deponert i og på bredden av en liten innsjø - Dausjøen.

I november 1975 startet man et selektivt flotasjonsanlegg for kopper og sink i Skorovatn. Avgangen, som inneholdt svovelkisen, ble deponert under vann i Dausjøen. I følge den offisielle produksjons-statistikken for 1983 var utslipp av avgang noe under 200 000 tonn/år og svovelinnholdet var ca. 30 % S. Innsjøens areal er ca. 0,26 km<sup>2</sup> og en naturlig avrenning på ca. 95 l/s. Nedbørfeltets areal er ca. 2,67 km<sup>2</sup>. Vannføringen i Dausjøbekken da flotasjonsverket var i drift var ca. 200 l/s.



Figur 7.3.1 Området rundt Skorovas Gruber

I 1979 gjorde NIVA en utredning av hvilke problemer dette avgangsdeponiet kunne skape når gruva ble nedlagt. Ved nedleggelsen av virksomheten i Skorovatn i juni 1984 ble bunnen av Dausjøen dekket med et lag med nedmalt gråberg. Utlegging av gråberg laget ble avsluttet i september. I denne perioden ble utslippet til Dausjøen kalket, samtidig som hovedmengden av sure tilløp ble ledet utenom innsjøen direkte til Dausjøbekken. Avskjæring av sure tilløp og etablering av en kalkdoseringsstasjon i Dausjøbekken var ferdig i november 1984.

To spesielle egenskaper ved avgangsdeponiet i Dausjøen er at: vanddybden er uvanlig stor - opptil 20 meter, og at avgangen er isolert fra den overliggende vannmassen av et lag med finmalt gråberg. Det har hittil ikke vært mulig gjennom datamaterialet som foreligger om avgangen i Dausjøen å vurdere betydning av disse forholdene. Utredningen som ble gjort i 1979 konkluderte med at et slikt dekklag på overflaten av avgangen på litt sikt ville ha relativt liten betydning.

På grunn av en stor velte med betydelig svovelinnhold var avrenningen fra Dausjøens nedbørfelt surt og tungmetallholdig. Kalking av Dausjøbekken ble derfor opprettholdt frem til årsskiftet 1990/91. Eieren av gruva, Elkem A/S, ble av SFT pålagt å flytte velten til Dausjøen og holde den dekket av vann. Denne operasjonen ble avsluttet i september 1990. Kalking skal nå bare foregå hvis det er påkrevet.

### 7.3.2 Resipienten

Gruvedriften i Skorovatn påvirker to helt adskilte vassdrag, Skorovasselva/Grøndalselva og Stallvikelva/Tunnsjøen. Riktignok renner begge vassdragene til Namsen, men avstanden og

fortynningen er så stor at den elven er lite influert av gruveavrenning. De ulike deler av de to vassdragene er vist i figur 7.3.1.

NIVA har arbeidet i området siden 1962, og fra 1970 har det vært årlige kontrollundersøkelser i området. Forurensningene fra Skorovas Gruber har hatt effekter på de biologiske forhold i begge de berørte vassdragene. Derfor har det årlige arbeidet omfattet både kjemiske og biologiske undersøkelser. Referanse til samtlige NIVA-rapporter fra området finnes i kapittel 8.5. I det følgende er de to vassdragene omtalt hver for seg.

### Skorovasselva/Grøndalselva

I tabell 7.3.1 er en del middelveier fra utløpet av Dausjøen samlet. Dette er det samlede avløpet for alt gruveforurenset vann i området, bortsett fra selve gruvevannet, som går til Stallvikelva. Tilsvarende verdier for en del viktige analysevariable er gjengitt i figurene 7.3.2 - 7.3.4. I figur 7.3.5 finnes også pH i utløpet fra Store Skorovatn. I 1991 har NIVA kun analysert en prøve fra utløpet av Dausjøen. Analyseresultatene for denne prøven finnes i tabell 7.3.1.

I forbindelse med flyttingen av velten i 1990, ble vassdraget overvåket spesielt nøye, og kalking ble satt inn på flere punkter i området når det var nødvendig. Dette førte til god vannkvalitet i vassdraget det året. Fra tiden etter at flyttingen av velten var gjennomført, foreligger det relativt lite data, men vannkvaliteten er fortsatt forholdsvis god, selv om kalkingen i vassdraget nå er opphørt.

**Tabell 7.3.1** Årlige tidsveide middelveier, analyseresultater, Utløp Dausjøen, Skorovatn

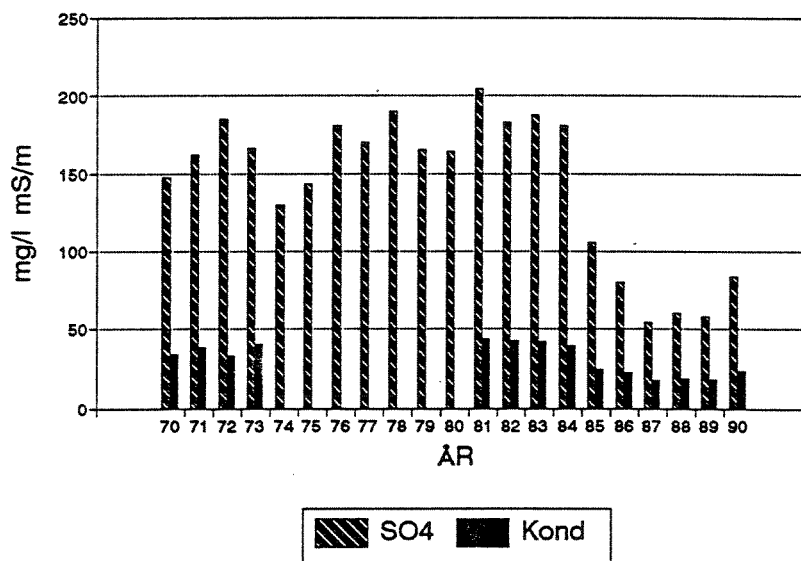
År	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Jern g/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
1970	5,48	33,89	147,6	476	360	4032
1971	4,22	38,50	162,0	271	611	4830
1972	4,21	33,48	184,9	345	843	5344
1973	3,60	40,71	166,5	1632	1408	5818
1974	4,07		130,0	635	1269	4877
1975	4,09		143,1	1671	1137	4729
1976	7,92		180,7	150	46	204
1977	8,89		170,3	87	14	37
1978	8,85		190,2	389	39	74
1979	8,36		165,5	118	20	46
1980	6,48		164,0	139	63	146
1981	7,40	44,05	204,3	205	44	95
1982	7,09	42,74	183,2	213	61	138
1983	7,18	42,40	187,2	468	75	266
1984	7,59	39,99	180,6	268	31	124
1985	5,11	25,18	106,5	711	255	725
1986	4,07	22,21	80,7	1112	456	1104
1987	4,04	17,33	54,4	837	497	1217
1988	4,17	18,73	60,9	869	571	1309
1989	4,02	18,37	58,1	1283	519	1196
1990	5,56	23,46	83,9	1041	201	658
1991 <sup>1</sup>	4,05	49,3		2690	370	2710

<sup>1</sup> Enkeltprøve tatt 21.08.91

Det er meget stor variasjon i vannkvaliteten i vassdraget i løpet av undersøkelsesperioden. I årene frem til 1975 var konsentrasjonene av kopper og sink høye - kopper 200 - 300  $\mu\text{g/l}$  og sink over 1  $\text{mg/l}$ . Høsten 1975 sank konsentrasjonen av tungmetaller i utløp av Dausjøen meget raskt da det ble innført selektiv flotasjon av kisen. Avgangens høye pH og den gunstige virkningen av avgangspartikler ga en effektiv fjerning av tungmetallene. I denne perioden sank pH i utløp av Store Skorovatt.

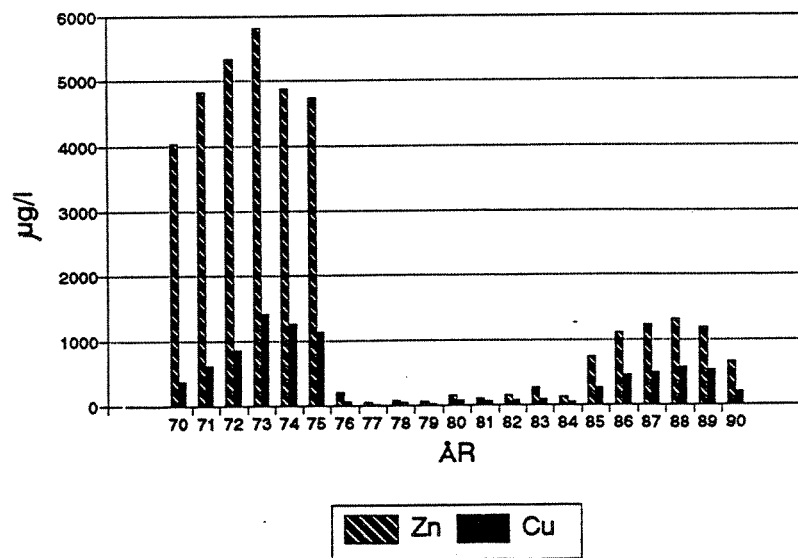
Forklaringen på denne pH-senkningen fra Dausjøen til utløp av Store Skorovatt er oksidasjon av thiosulfat (Kap. 3.2). I denne perioden ble det påvist høye konsentrasjoner av denne forbindelsen i Dausjøen. Senkningen av pH i Store Skorovatt førte imidlertid ikke til at tungmetallinnholdet steg. D.v.s. at tidligere utfelte metaller i sedimentene i Store Skorovatt ikke ble brakt i oppløsning igjen ved denne endringen.

Da virksomheten ble nedlagt i 1984, steg etter hvert tungmetallinnholdet noe igjen, til tross for at det samlede avløpet fra området ble tilsatt hydratkalk. Noe av metalltransporten ut av området kan ha vært utfelte hydroksidpartikler som ikke rakk å sedimentere i Store Skorovatt på grunn av vindpåvirkningen. Særlig gjaldt denne stigningen sink.

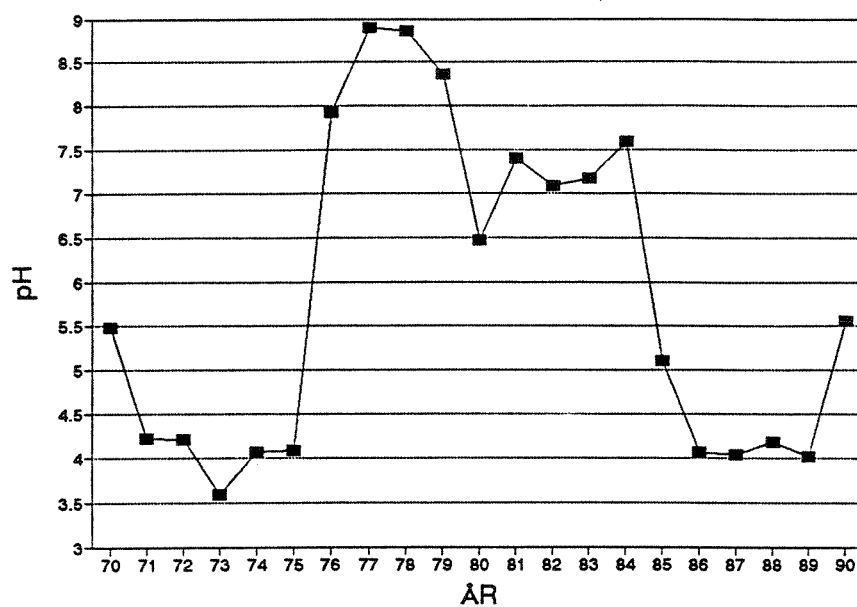


Figur 7.3.2 Utløp Dausjøen, Skorovatt. Tidsveiet årsmiddel for sulfat og konduktivitet

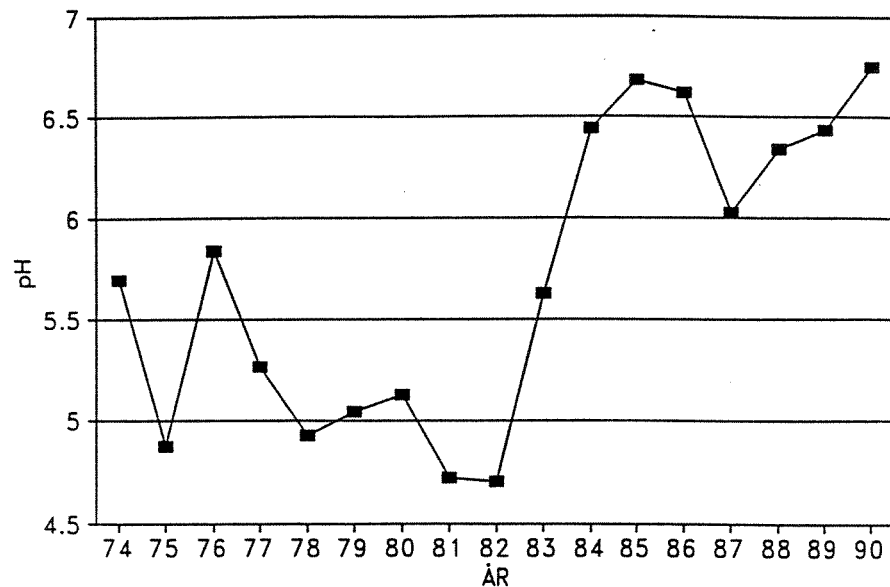




Figur 7.3.3 Utløp Dausjøen, Skorovatn. Tidsveiet årsmiddel for kopper og sink.



Figur 7.3.4 Utløp Dausjøen, Skorovatn. Tidveiede årsmiddel for pH



Figur 7.3.5 Utløp Store Skorovatn Tidsveiede årsmiddel for pH

Allerede før driften kom i gang i 1953 var det ikke fisk i Dausjøen og bekken ned til Store Skorovatn. Også Store Skorovatn og elva ned til samløpet med Grøndalselva var tilnærmet fisketom (Huitfeldt-Kaas, 1938). Herifra og ned til Namsen var det rikelig med småaure. I Stallvikelva ned til Tunnsjøen var det også mye småaure.

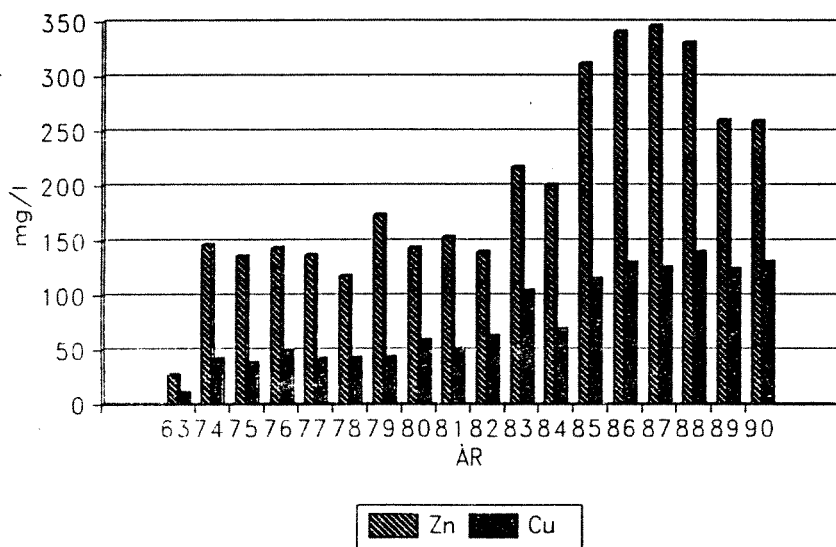
Ved undersøkelsene i 1963 ble det funnet at Grøndalselva nå var blitt fisketom helt ned til Namsen. Begroings- og bunndyrsamfunnene var også meget fattige, og effekter kunne spores på Namsens østside et stykke nedover forbi Lassemoen.

Ved omleggingen av driften i Skorovatn i 1976 skjedde det en vesentlig forbedring av forholdene i Skorovasselva og Grøndalselva. De reduserte tilførsler av tungmetaller resulterte i at laks (Namsblank), og aure igjen vandret opp i Grøndalselva fra Namsen. Noe fisk kom også fra deler av vassdraget ovenfor. Bunndyrsammfunnene ble mer normalisert med gode forekomster av mange av de viktigste gruppene. Ovenfor samløpet med Grøndalselva var imidlertid fortsatt Skorovasselva betydelig påvirket og fisketom. Hvordan utviklingen vil bli etter at velten er flyttet er det fortsatt for tidlig å vurdere, men dersom den relativt gode vannkvaliteten i utløpet av Dausjøen opprettholdes, er det grunn til å tro at forholdene i Grøndalselva etter hevert blir noe bedre.

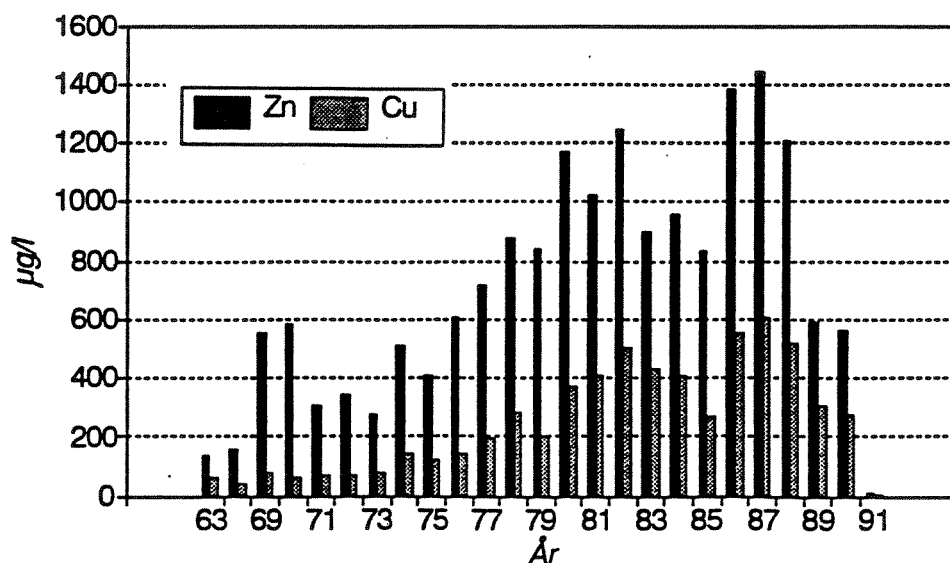
### Stallvikelva

I figur 7.3.6 og 7.3.7 finnes middelværdier for kopper og sink i gruvevannet og i Stallvikelva. I de siste årene før driften ble nedlagt i 1984, steg tungmetallinnholdet sterkt i gruvevannet. Dette kan ha hatt sammenheng med et ras i gruva på denne tiden. I årene etter nedleggelsen fortsatte denne stigningen, spesielt i sinkkonsentrasjonen, frem til 1987. I 1990 ble utløpet fra gruva i Skorovatn

stengt, og det er meningen at den skal bli fylt med vann. I og med at tilførslen av gruvevann stanset, sank kopper- og sinkkonsentrasjonen i Stallvikelva drastisk.



Figur 7.3.6 Tidsveiede årsmiddel for kopper og sink i gruvevann, Skorovatn



Figur 7.3.7 Tidsveiede årsmiddel for kopper og sink i Stallvikelva, Skorovatn

Stallvikelva har i hele undersøkelsesperioden vært fisketom helt ned til Tunnsjøen. Begroings- og bunndyrssammfunn var også påvirket lokalt utenfor munningen av Stallvikelva. Både de kjemiske analysene og tester med bunndyr og fisk viste at det var giftvirkninger av kopper og sink som forårsaket at Skorovasselva, Grøndalselva og Stallvikelva hadde redusert bunndyrfauna og var fisketomme.

I Stallvika økte tungmetallinnholdet sterkt utover i perioden 1972 - 87. Dette førte til at effekter på fisk og bunndyr spredte seg utover i Stallvika. Underøkelser av bunndyrfauna i 1984 viste at denne var svært fattig, noe som skyldtes gifteffekten, men også reguleringer og innsjøens næringsfattige status.

I dag er vannkvaliteten i Stallvikelva meget god, og både bunndyrfauna og fisk er kommet tilbake i nedre del av vassdraget. Hittil er denne utviklingen imidlertid lite undersøkt. Det er også et åpent spørsmål hvordan situasjonen i Skorovatn vil utvikle seg når det på ny blir overløp av gruvevann. Antakelig vil dette vannet ha en betydelig bedre kvalitet enn det som tidligere ble ført til Stallvikelva.

## 8. Referanser

I denne rapporten har det vært vanskelig å benytte vanlige "formelle" regler for henvisning til annen litteratur, fordi så mange forskjellige rapporter og publikasjoner omtaler samme, forholdsvis begrensede emne, f.eks. kontrollundersøkelser i enkelte gruveområder. I tillegg har forfatterne for rapporter fra de ulike områdene endret seg over tid. Vi har derfor valgt å ordne referansen slik at rapportene som omtaler et bestemt område omtalt i den foreliggende rapport, finnes under en felles overskrift. Referanser til andre områder som er beskrevet i NIVA-rapporter, finnes i Kap. 8.5 I kapittel 8.1 finnes henvisninger til publikasjoner som har et mer generelt innhold.

En del referanser i dette kapitlet er det ikke gitt direkte henvisning til i teksten. Dette er gjort for å gi en bredere oversikt over tilgjengelig litteratur på området.

### 8.1 Generelle

1988

International Conference on Control of Environmental  
International Conference on Control of Environmental Problems from Metal Mines, Røros, Norway,  
June 20. - 24. 1988  
Statens forurensningstilsyn, Oslo

1991

Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Canada,  
September 16. - 18. 1991, Vol.: 1 - 4  
MEND Program, CANMET, Ottawa (Ontario), Canada

Arnesen, R. T. 1976

Undersøkelse av partikkeltransport i resipienter for kisholdig avgang ved hjelp av elektronmikroskopi  
Årbok 1976, Norsk institutt for vannforskning, pp. 55 - 58

Arnesen, R. T. 1980

En befaring til Svenske og Norske Gruver - September 1980  
NIVA-notat O-67081, 12 sider, NIVA-Lnr.: 1257, Desember 1980

Arnesen, R. T. 1981

Tungmetaller - gruvedrift  
Vand i Norge, Vand av renhet - Festskrift til Kjell Baalsruds 60-årsdag,, pp. 59 - 64  
Norsk institutt for vannforskning, Sept. 1981

Arnesen, R. T. 1988

Vannforurensning fra kisgruver, Rapport fra en reise i Canada og USA  
NIVA-rapport O-87113/67081, L.nr: 2106, pp. 30, April 1988

Arnesen, R. T. 1989

Hvorfor forurenser gruvedrift?  
Vann, Vol.: 24, (1989), Nr.: 4, pp. 528 - 531

- Arnesen, R. T. 1992  
Langtidsvirkninger ved deponering av sulfidholdig avgang under vann  
NIVA-rapport O-89116/E-87682, Des. 1992
- Arnesen, R. T., Grande, M. og Esbensen, K. 1988  
Giftvirkninger av tungmetaller fra gruver på fisk.  
NIVA-rapport O-84119, L.nr: 2180, pp. 28, Des. 1988
- Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. 1988  
Tailings Disposal from Gong Gruber A/S under Water in Lake Huddngsvatn  
Intern. Conf. on Contr. of Enviromental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20.-24.  
1988, pp. 13
- Arnesen, R.T., Iversen, E.R., Källqvist, T., Laake, M., Lien, T. og Christensen, B. 1991  
Monitoring Water Quality During Filling of the Løkken Mine: A Possible Role of Sulfate-Reducing  
Bacteria...  
Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept 16. - 18., 1991, Montreal,  
Vol.: 3, pp. 201 - 217,
- Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1987  
Avslutning av deponi for avfallsand ved Stekenjokk gruve  
NIVA-rapport O-86193/E-87682, L.nr: 2041, pp. 43, Okt. 1987
- Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1991  
Avslutning av sandmagasin i Garpenberg ved vanndekking  
NIVA-rapport O-89197, L.nr: 2547, pp. 43, Mars 1991
- Arnesen, R. T. og Svelle, M. (Red.) 1986  
Miljøgifter og overvåkingsresultater 1984  
Rapport nr.. 216/86 Statlig program for forurensningsovervåking,  
Statens forurensningstilsyn, TA-607, 1986
- Bergsjø, T. og Grande, M. 1979  
Tungmetallforgiftning av fisk  
Norsk veterinærtidsskrift, Vol.: 91, 19, 1979, pp. 595 - 601,
- Bernes, C. 1987  
Monitor 1987  
Statens naturvårdsverk, Solna
- Collin, M. 1987  
Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transport in Layered Covers for Deposits of Pyritic  
Mine Tailings  
Licentiate Treatise, Royal Institute of Technology, Dept. of ChemicalEngineering, Stockholm, pp.  
189, April 1987
- Dahl, K. 1946  
Mine or Nets? An Experiment on the Salmon Fishings in the Orkla River  
The Salmon and Trout Magazine, No, 117, pp. 113 - 122, May 1946

Dalälvsdelegationen 1988

Dalälven en miljösatsning

Statens off. utredningar 1988:34, pp. 161, Almänna forlaget, Stockholm, 1988

Efraimsen, H., Ormerod, K. og Arnesen, R. T. 1976

Mikrobiell oksydasjon av sulfidiske ertsmineraler, kiskonsentrater og råmalm med forskjellig sulfidinnhold

NIVA-rapport D2-23/B3-04, pp. 21, Des. 1976

Ese, H. 1991

Acid Mine Drainage from the Killingdal Mine, Norway

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

Vol.: 2, pp. 163 - 172

Ferguson, K. D. and Erickson, P. M 1988

Approaching the AMD Problem - From Prediction to early Detection

Intern. Conf. on Contr. of Environmental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20. - 24, 1988

Förstner, U and Wittmann, G.T.W 1981.

Metal Pollution in the Aquatic Environment

Springer-Verlag, Berlin, 1981

Grande, M. 1966

Effect of copper and zinc on salmonid fishes.

Adv. Water Poll. Res., Vol.: 3(1), 1966, pp. 97 - 111

Grande, M. 1967

Kopper og sink - gift for fisken

Vann, Vol.: 2, 1967, pp. 46 - 52,

Grande, M. 1978

Virkning av kadmium på laksefisk (The effect of cadmium on Atlantic salmon)

Årbok 1978, Norsk institutt for vannforskning, pp. 21 -28,

Grande, M. 1991

Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger

NIVA-rapport O-89103, L.nr: 2562, pp. 136, Mars 1991

Grande, M and Andersen, S. 1983

Lethal effects of hexavalent chromium, lead and nickel on young stages of atlantic salmon (Salomon

Vatten, Vol.: 39, 1983, pp. 405 - 416

Grande, M. and Arnesen, R. T. 1988

Effects of Heavy Metals from Mining Activities on Fish

Intern. Conf. on Contr. of Enviromental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20.-24. 1988, pp. 17

- Grande, M., Jensen, K.W and Lloyd, R. 1977  
The effect of zinc and copper pollution on the salmonid fisheries in a river and lake system in central Norway.  
Tech. Paper No. 29, EIFAC/FAO, pp. 34, 1977
- Harries, J.R. and Ritchie, A.I.M. 1988  
Rehabilitation of Waste Rock Dumps at the Rum Jungle Mine Site  
Intern. Conf. on the Contr. of Environmental Problems from Metal Mines. Røros - Norway June 20. - 24. 1988, pp. 10 + fig.
- Haynes, B. W. and Richardson, P. E. 1991  
An Overview of the U.S. Bureau of Mines Environmental Research Program  
Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept., 16. - 18. 1991, Montreal  
Vol.: 1, pp. 37 - 46
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. og Sevaldrud, I. H 1987  
1000 sjøers-undersøkelsen 1986. SFT/NIVA, Statlig program for forurensningsovervåking,  
Rapport 282/87, Oslo 1987
- Holtan, H. og Roseland, D. 1992  
Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann., SFT-veiledning nr. 92:06,  
Statens forurensningstilsyn, TA-nr.: TA-905/1992, Oslo 1992
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. and Hopen, T. 1992  
Paris Convention, Ann. report on direct and riverine inputs to Norwegian costal waters during the year 1991, B, Data Report  
NIVA-rapport O-90001, L.nr: 2777, pp. 104, Juni 1992
- Hovde, L. 1990  
Løsmassedekketts betydning for avrenning fra gruve, bergvelter og avgangsdeponi ved Kongens gruve, Røros  
Hovedoppg. i ingeniørgeologi, NTH-Universitetet i Trondheim, Inst. for geologi, pp. 90 + vedl., Des. 1990
- Itzkovitch, I. J. (Chairman) 1992  
Mine Environmental Neutral Drainage (MEND) Program - Revised Research Plan 1992  
pp. 153, MEND Management Committee, 1991
- Iversen, E. and Arnesen, R. T. 1988  
Lime Treatment of Waste Dumps at Kjøli Mines, Norway  
Intern. Conf. on the Contr. of Enviromental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20. - 24. 1988, pp. 7
- Johannessen, M. 1988  
Acid Mine Drainage in Norway  
Intern. Conf. on the Contr. of Enviromental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20. - 24. 1988, pp. 11



- 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
- Korsen, I. og Møkkelgjerd, P. J. 1982  
Undersøkelser omkring fiskedøden i Orkla høsten 1981. Rapport fra Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim, mai 1982, pp 44
- Lindeström, L. 1988  
Zink i miljön  
Rapport 3429, Statens naturvårdsverk, Solna, pp. 111, Mai 1988
- Lingsten, L. 1985  
"Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og mulighet for bruk av moser..  
NIVA-rapport O-85167, L.nr: 1839, pp. 15, Des. 1985
- Liseth, P. 1991  
Abatement Measures for the Acid Mine Drainage at Skorovas Mine, Norway  
Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept. 16. - 18. 1991, Montreal,  
Vol.: 4, pp. 43 - 68
- Ljøkjell, P. 1979  
Gruvevann og avganger - grunnlagsstudium av adsorpsjon av metallioner på avgangsminerale  
Bergforskningen Teknisk rapport, Vol.: 47/I, pp. 45, April 1979
- Ljøkjell, P. 1980  
Adsorpsjon av Cu og Zn-ioner på svovelkis og M.tkis  
Bergforskningen Teknisk rapport, Vol.: 47/2, pp. 51, Mai 1980
- Ljøkjell, P. 1981  
Rensing av gruvevann - Laboratorieforsøk med gruvevann fra Løkken  
Bergforskningen Teknisk rapport, Vol.: 47/3, 1981, pp. 50, Aug. 1981
- Ljøkjell, P., Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1983  
Undersøkelse av rensing av gruvevann ved Bleikvassli Gruber  
Bergforskningen Teknisk rapport, Vol.: 47/4, pp. 29, Mai 1983
- Lundgren och Hartlén Lundgren, T. och Hartlén, J. 1990  
Gruvavfall i Dalälvens avrinningsområde, metallutsläpp och åtgärdsalternativ  
SGI-rapport no.: 39, pp. 127, Statens geotekniska institut, Linköping, Sverige, 1990
- Lundgren, T. and Lindahl, L.-Å. 1991  
The efficiency of covering the Sulphidic Waste Rock in Bersbo, Sweden  
Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept. 16. - 18. 1991, Montreal,  
Vol.: 3, pp. 239 - 255
- Magnusson (Collin), M. and Rasmuson, A. 1982  
Transportberäkningar på vittringsförloppet i gruvavfall  
Naturvårdsverket Rapport, Vol.: 1689, pp. 51 + bilag., Statens naturvårdsverk, Solna, Des. 1982

- Nissen, Nissen, G. B. 1976  
Røros Kobberverk 1644 - 1974, Trondheim 1976
- Norman, T. 1989  
Kort oversikt over Norsk Bergrett og tilgrensende rettsområder fra 1539 og frem til i dag. - Særlig med henblikk på miljøspørsmål.  
Gruveforurensninger, Bergindustriens egenstrategi for miljøarbeid, Bergverkenes Landssammen-  
slutning, Oslo 1989.
- Otnes, J. og Ræstad, E. 1971  
Hydrologi i praksis  
Ingeniørforlaget, Oslo, 1971
- Ritcey, G. M. 1989  
Tailings Management  
Elsevier, Amsterdam, 1989
- Robertson, J. D. 1991  
Subaqueous Disposal of Reactive Mine Waste: An Overview of the Practice with Case Studies  
Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Sept., 16. - 18. 1991, Montreal  
Vol.: 3, pp. 185 - 200, 1991
- Semb, R. 1991  
En hydrografisk undersøkelse av Djupsjøen i Røros kommune.  
Cand. scientoppg., Universitetet i Oslo, Limnologisk instiutt, pp. 114, August 1991
- SFT 1992  
Utskrift fra SFTs miljødatabase, Nov. 1992
- Sivertsen, B. 1982  
Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvassdraget 1981, med oversikt over undersøkelsene i  
1962 - 1981, Juni 1982
- Sivertsen, E. 1969  
Avsluttende rapport over fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvann foretatt i årene 1962,  
Trondheim 1969
- Skirstad, R. 1990  
Løsmassedekket bet. for avrenning fra gruver og bergvelter ved Christianus Sextus gruve, Røros  
Hovedoppg. i ingeniørgeologi, NTH-Universitetet i Trondheim, Inst. for geologi, pp. 81 + vedl., Des.  
1990
- Skulberg, O. 1967  
Svovelkisgruver og vassdragspåvirkninger  
Vann, Vol.: 2, (1967), pp. 53 - 79,
- Stumm, W and Morgan, J. J 1981.  
Aquatic Chemistry  
John Wiley & Sons, New York, 1981

Södermark, B. 1986

Gruvavfall

Naturvårdsverket Informerar, pp. 11, Statens naturvårdsverk, Solna, Sverige, 1986

Södermark, B. and Lundgren, T. 1988

The Bersbo Project - The First Full Scale Attempt to Control Acid Mine Drainage in Sweden

Intern. Conf. on the Contr. of Enviromental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20. - 24. 1988, pp. 17

Vennerød, K. (Red.) 1984

Vassdragsundersøkelser, En metodebok i limnologi

Norsk Linologforening / Universitetsforlaget, 1984

Wathne, B. M. 1990

Flotasjonskjemikaliers virkning på resipienter.

NIVA-rapport O-89108, L.nr: 2488, pp. 38, Feb. 1990

Watzlaf, G. R. 1986

Control of Acid Drainage from Mine Wastes Using Bacterial Inhibitors

Nat. Meeting of Am Soc. for Surface Mining and Reclamation, Jackson, Mississippi, March 17 - 20. 1986, pp. 123 -130

Aanes, K. J. 1980

A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway

Advances in Ephemeropters in biology: pp. 419 - 442, Flanagan, J.F. and Marshal, K. E. (Ed.), Plenum publ. Corp. New York, 1980

Aanes, K. J. 1980

Økologiske studier av resipientforhold i Folla. Et vassdragsavsnitt påvirket av gammel og ny gruveindustri

Hovedfagsoppgave i spes. zoologi, Zoologisk museum, Universitetet i Bergen, 1980, pp. 325,

Aanes, K. J. 1988

Environmental Impact of Pyrite Mining and Dressing on a Mountain Stream in Norway

Intern. Conf. on Contr. of Enviromental Problems from Metal Mines, Røros, Norway, June 20. - 24. 1988, pp 17

## 8.2 Grong Gruber

Grande, M. og Mundheim, Ø. 1971

Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S

NIVA-rapport O-69120, pp. 14, JAN. 1971

Grande, M. og Mundheim, Ø. 1972

Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1971

NIVA-rapport O-69120, pp. 24, Mai 1972

- Grande, M. og Arnesen, R. T. 1973  
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1972  
NIVA-rapport O-69120, pp. 26, JAN. 1973
- Grande, M. og Arnesen, R. T. 1974  
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S, 1973  
NIVA-rapport O-69120, pp. 22, Mai 1974
- Berglind, L. og Arnesen, R. T. 1974  
Fellingsforsøk med avgang fra Grong Gruber A/S, 1/11 - 9/11-1973  
NIVA-rapport O-72201, pp. 17
- Grande, M., Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1975.  
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1974  
NIVA-rapport O-69120, pp. 44, Juli 1975
- Hald, N. C. (red.) 1976  
Avgangsutslipp i Huddingsvann, Samleutredning  
Grong Gruber A/S, Januar 1976
- Grande, M., Arnesen, R. T., Andersen, S. og Iversen, E. R. 1976  
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S (1975)  
NIVA-rapport O-69120, pp. 61, Jan. 1976
- Grande, M., Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Andersen, S. 1977  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag 1976  
NIVA-rapport O-69120, pp. 58, Juli 1977
- Grande, M., Arnesen, R. T. og Kvalvågnæs, K. 1977  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Dykkerundersøkelser i Huddingsvatn 21.-  
22.6.1977  
NIVA-rapport O-69120, pp. 12, Sept. 1977
- Grande, M., Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Andersen, S. 1978  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag 1977  
NIVA-rapport O-69120, pp. 100, Mars 1978
- Grande, M., Arnesen, R. T. 1980  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag 1978 og 1979  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1199, pp. 86, April 1980
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1981  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag. Resultater 1980  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1319, pp. 75, Sept. 1981
- Grande og Iversen Grande, M. og Iversen, E. R. 1982  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1981  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1404, pp. 46, Aug. 1982
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1983

Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1982  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1502, pp. 63, Juli 1983

Grande, M. og Iversen, E. R. 1983  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1982 (XV)  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1502, pp. 63, Juli 1983

Grande, M., Iversen, E. R. og Bildeng, R. 1984  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1983  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1645, pp. 64, Juli 1984

Grande, M., Iversen, E. Ruen og Bildeng, R. 1985  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1984  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1732, pp. 64, Juli 1985

Grande, M. og Iversen, E. R. 1986  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1985  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1869, pp. 62, April 1986

Grande, M., Iversen, E. R. og Løvik, J. E. 1987  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1986  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2013, pp. 55, Juli 1987

Grande, M., Iversen, E. R., Løvik, J. E. og Brettum, P. 1988  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1987  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2123, pp. 68, Juni 1988

Grande, M. og Iversen, E. R. 1989  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1988  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2259, pp. 45, Juni 1989

Grande, M. og Iversen, E. R. 1990  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1989  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2457, pp. 24, Juli 1990

Grande, M. og Iversen, E. R. 1991  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1990  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2608, pp. 36, Juli 1991

Grande, M. og Iversen, E., R. 1992  
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1991  
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2745, pp. 45, Juni 1992

### **8.3 Løkken**

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. og Grande, M. 1976  
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen, Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1975  
NIVA-rapport O-74078, pp. 34, Juli 1976

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1977  
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1976  
NIVA-rapport O-74078, pp. 25, Aug. 1977

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1978  
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1977  
NIVA-rapport O-74078, pp. 46, Juni 1978

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1980  
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1978 - 1979  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1222, pp. 57, Aug. 1980

Iversen, E. R. og Grande, M. 1981  
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1980  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1308, pp. 42, Sept. 1981

Iversen, E. 1982  
Kontrollundersøkelser i nedre del av Orkla-vassdraget 1981  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1439, pp. 25, Des. 1982

Iversen 1983 Iversen, E.  
Løkken Verk, Forurensningstilførsler fra gruveområdet ved Løkken sentrum 1982 -1983  
NIVA-rapport O-82062, L.nr.: 1572, pp. 60, Des. 1983

Iversen, E. R. 1984  
Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1982 og 1983  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1682, pp. 35, Okt. 1984

Iversen, E. R. 1985  
Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1984  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1718, pp. 28, Mai 1985

Iversen, E. R. 1986  
Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1985  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1932, pp. 28, Nov. 1986

Iversen, E. R. 1987  
Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1986  
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2014, pp. 27, Juli 1987

Iversen, E. R. 1988  
Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser 1987

NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2167, pp. 30, Sept. 1988

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 forurensningsstatus og alt. tilt. for å red. forurensningstilf. fra gruveomr.

NIVA-rapport O-88226, L.nr.: 2400, pp. 163, Mai 1990

Iversen, E. R. 1991

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser 1990

NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2674, pp. 21, Nov. 1991

Iversen, E. R. 1991

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser 1991

NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2695, pp. 17, Nov. 1991

### **Løkken / Orkla**

Grande, M., Traaen, T., Nygård, J. J., Tjomsland, T., Kristoffersen, T., Arnesen, R. T. og Nøstdahl, B. A. 1979

Vannkvalitet og hydrobiologiske forhold i Orkla

NIVA-rapport O-75122, L.nr.: 1154, pp. 144, Juni 1979

Grande, M. 1981

Rutineovervåking i Orkla 1980

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 1311, pp. 49, Sept. 1981

Grande, M., Lindstrøm, E.-A. og Romstad, R. 1982

Rutineovervåking i Orkla 1981

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 1396, pp. 46, Juli 1982

Grande, M., Lindstrøm, E.-A. og Romstad, R. 1983

Rutineovervåking i Orkla 1982

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 1495, pp. 51, Juni 1983

Grande, M., Bakketun, Å., Bildeng, R. og Romstad, R. 1984

Rutineovervåking i Orkla, 1983

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 1629, pp. 54, April 1984

Grande, M., Bakketun, Å. og Romstad, R. 1985

Overvåking i Orkla, 1984

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 1737, pp. 59, April 1985

Grande, M., Bakketun, Å. og Romstad, R. 1986

Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1985

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 1887, pp. 58, April 1986

Grande, M., Bakketun, Å. og Romstad, R. 1987

Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1986

NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 2037, pp. 66, Mai 1987

Grande, M., Romstad, R. 1988  
Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1987  
NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 2149, pp. 66, Mai 1988

Grande, M., Romstad, R. 1989  
Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1988  
NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 2283, pp. 59, Mai 1989

Grande, M. og Romstad, R. 1990  
Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1989  
NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 2472, pp. 59, Juli 1990

Grande, M. og Romstad, R. 1991  
Tiltaksorientert overvåking av Orkla, 1990  
NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 2626, pp. 58, Mai 1991

Grande, M. og Romstad, R. 1992  
Tiltaksorientert overvåking av Orkla, 1991  
NIVA-rapport O-80002-10, L.nr.: 2779, pp. 53, Mai 1992

## 8.4 Skorovatn

Bergmann-Paulsen, B. 1962  
Undersøkelse over virkningen av avløp fra Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber på Stallvikelva og Skorovasselva/Grøndalselv  
NIVA-rapport O-62042, pp. 26, 5. oktober 1962

Arnesen, R. T. og Bergmann-Paulsen, B. 1965  
En undersøkelse av vassdragsforurensninger 1962 - 1964 for Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, pp. 151, August 1965

Grande, M. og Mundheim, Ø. 1970  
Kontrollundersøkelse i vassdrag for Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber, August 1970  
NIVA-rapport O-62042, pp. 13

Grande, M. og Mundheim, Ø. 1972  
Kontrollundersøkelse i vassdrag for Elkem A/S Skorovas Gruber 1971  
NIVA-rapport O-62042, pp. 27, April 1972

Mundheim, Ø. 1972  
Dumping av kis i Dausjøen, En del laboratorieforsøk til belysning av problemet  
NIVA-rapport O-62042, pp. 36, Feb. 1972

Grande, M. og Arnesen, R. T. 1973  
Kontrollundersøkelse i vassdrag for Elkem A/S - Skorovas Gruber (1972)  
NIVA-rapport O-62042, pp. 18, Mars 1973

Grande, M. og Arnesen, R. T. 1974  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1973, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, pp. 21, Juni 1974



- Grande, M., Iversen, E. R. og Arnesen, R. T. 1975  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1974, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, pp. 31, Juli 1975
- Grande, M., Iversen, E. R. og Arnesen, R. T. 1976  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1975, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, pp. 33, Juni 1976
- Grande, M., Grande, E. R., Arnesen, R. T. og Andersen, S. 1977  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1976, Elkem-Spigerverket  
A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, pp. 49, Juli 1977
- Grande, M., Iversen, E. R., Arnesen, R. T. og Andersen, S. 1978  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1977, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, pp. 85, August 1978
- Arnesen Arnesen, R. T. 1979  
Alkalibehov for avløp fra Dausjøen. Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1167, pp. 11, Des. 1979
- Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1979  
Utløsning fra deponert avgang i Dausjøen. Utredning for Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-78083, pp. 47
- Grande, M., Iversen, E. R., Arnesen, R. T. og Andersen, S. 1980  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1978, Elkem Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1185, pp. 59, Feb. 1980
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1980  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1979, Elkem Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1212, pp. 57, Juni 1980
- Arnesen, R. T. 1991  
Laboratorieforsøk med gruvevann, Kongens gruve, Nordgruvefeltet, Røros  
NIVA-rapport O-91155, L.nr.: 2714, pp. 10, Des. 1991
- Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1991  
Avrenning fra velter - Arvedalen gruve, Nordgruvefeltet, Røros  
NIVA-rapport O-91156, L.nr.: 2715, pp. 10, Des. 1991
- Damsleth, E. 1980  
Tidsrekkeanalyse av data fra Skorovas Gruber  
Norsk Regnesentral, Prosjekt nr. 022290 Publ.nr.: 660, pp. 50, Feb. 1980
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1981  
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1980, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1326, pp. 67, Oktober 1981

Grande, M. og Iversen, E. R. 1982

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1981, Elkem A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1405, pp. 46, August 1982

Grande, M. og Iversen, E. R. 1983

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1982, Elkem A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1520, pp. 47, Juni 1983

Grande, M. og Iversen, E. R. 1984

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1983, Elkem A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1651, pp. 55, Juli 1984

Grande, M., Iversen, E. R. og Bildeng, R. 1985

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1984, Elkem A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1736, pp. 53, Juli 1985

Grande, M. og Iversen, E. R. 1986

Skorovas Gruber, Vurdering av forurensningssituasjonen i Stallviksvassdraget/Tunnsjøen  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1817, pp. 40, Jan. 1986

Grande, M., Iversen, E. R. og Løvik, J. E. 1986

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1985, Elkem A/S-Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1933, pp. 59, Des. 1986

Grande, M. og Iversen, E. R. 1987

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1986, Elkem - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1995, pp. 121, Mai 1987

Grande, M. og Iversen, E. R. 1988

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1987, Elkem - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2140, pp. 57, Juli 1988

Grande, M. og Iversen, E. R. 1989

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1988, Elkem - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2260, pp. 50, Juli 1989

Grande, M. og Iversen, E. R. 1990

Kontrollundersøkelser - Skorovas gruber 1989, Elkem A/S - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2458, pp. 50, Juli 1990

Grande, M. og Iversen, E., R. 1991

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1990 Elkem A/S - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2601, pp. 18+fig., Juni 1991

Grande, M. og Iversen, E., R. 1992

Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1991 Elkem A/S - Skorovas Gruber  
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2690, pp. 17, Feb. 1992

## 8.5 Andre gruveområder

Johannessen, M. og Iversen, E. 1983

A/S Bleikvassli Gruber, Vurdering av miljøkonsekvenser ved avgangsdeponering.

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 1462, pp. 34, Mars 1983

Johannessen, M., Iversen, E., Grande, M., Aanes, K. 1984

J., Rørslett, Bjørn og Mjelde, M.

A/S Bleikvassli Gruber, Kjemiske og biologiske forundersøkelser i Kjøkkenbukta og Store Bleikevatn

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 1643, pp. 39, Juli 1984

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1987

A/S Bleikvassli Gruber, Kontr.- og overvåkingsunders. i resipientene for avgang og avrenning fra gruveomr. 1986

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2040, pp. 47, Aug. 1987

Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1988

A/S Bleikvassli Gruber, Kontr.- og overvåkingsunders. i resipientene for avgang og avrenning fra gruveomr. 1987

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2104, pp. 28, Mars 1988

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1989

A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1988. Tiltaksrettede undersøkelser av avrenningen ...

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2234, pp. 52, April 1989

Iversen, E. R. og Grande, M. 1990

A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1989

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2446, pp. 40, Juni 1990

Iversen, E. R., Grande, M. og Bækken, T. 1991

A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1990

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2548, pp. 23, Mars 1991

Iversen, E. R. og Grande, M. 1992

A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1991

NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2681, pp. 28, Januar 1992

### Folldal Verk

Arnesen, R. T., Grande, M. og Gjessing, E. 1969

Undersøkelse av Folla, Del 1. 1966 - august 1968

NIVA-rapport O-64120, pp. 75, Sept. 1969

Arnesen, R. T., Grande, M. og Gjessing, E. 1970

Undersøkelse av Folla, Del 2. September 1968 - februar 1970

NIVA-rapport O-64120, pp. 39, Mai 1970

- Arnesen, R. T. og Grande, M. 1971  
Undersøkelse av Folla, Supplerende observasjoner april 1970 - april 1971  
NIVA-rapport O-64120, pp. 14, Juni 1971
- Arnesen, R. T. og Grande, M. 1973  
Undersøkelse av Folla, Supplerende observasjoner juni 1971 - desember 1972  
NIVA-rapport O-64120, pp. 23, Feb. 1973
- Arnesen, R. T. og Grande, M. 1974  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1973 og sammenfattendeoversikt over utviklingen i perioden 1966 - 1973  
NIVA-rapport O-64120, pp. 53, Juli 1974
- Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. R. 1975  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1974  
NIVA-rapport O-64120, pp. 35, April 1975
- Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. R. 1976  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1975  
NIVA-rapport O-64120, pp. 37, Juni 1976
- Arnesen, R. T., Grande, M., Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1977  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1976  
NIVA-rapport O-64120, pp. 35, Okt. 1977
- Arnesen, R. T., Grande, M., Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1978  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1977  
NIVA-rapport O-64120, pp. 67, Nov. 1978
- Iversen, E. R. og Grande, M. 1980  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1978 - 1979  
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 1227, pp. 49, Aug. 1980
- Iversen, E. R. og Grande, M. 1981  
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1980  
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 1323, pp. 61, Okt. 1981
- Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1983  
Rutineovervåking i Folla 1981  
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1448, pp. 73, Jan. 1983
- Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1983  
Rutineovervåking i Folla 1982  
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1514, pp. 50, Juli 1983
- Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1984  
Rutineovervåking i Folla 1983  
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1619, pp. 46, Mai 1984

Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1986  
Rutineovervåking i Folla 1984 - 1985  
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1927, pp. 74, Sept. 1986

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1987  
Rutineovervåking i Folla 1986  
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 2022, pp. 63, Mai 1987

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1988  
Rutineovervåking i Folla 1987  
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 2200, pp. 54, April 1988

Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1989  
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1988  
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 2268, pp. 25, Juli 1989

Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1990  
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1989  
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 2450, pp. 34, Juni 1990

Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1990  
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1990  
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 2682, pp. 27, Nov. 1990

Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1992  
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1991  
NIVA-rapport O-64120, pp. 33, L.nr.: 2756, Mai 1992

## **Røros**

Arnesen, R. T. og Grande, M. 1973  
A/S Røros Kobberverk, En undersøkelse i Orvsjøen 1973  
NIVA-rapport O-7310, pp. 9, Okt. 1973

Arnesen, R. T. og Tjomsland, T. 1980  
Røros Kobberverk, Vannforurensning fra gruver  
NIVA-rapport O-78050, L.nr.: 1206, pp. 45, Juni 1980

Iversen, E. og Johannesen, M. 1985  
Undersøkelse av avgangsdeponier i Røros-området, Orvsjøen og  
Djupsjøen  
NIVA-rapport O-84077, L.nr.: 1704, pp. 30, Feb. 1985

Arnesen, R. T. 1989  
Vannforurensning i Nordgruvefeltet, Røros  
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 2207, pp. 23, Feb. 1989

Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1990  
Vannforurensning i Nordgruvefeltet - Røros. Undersøkelser i 1989  
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 2413, pp. 36, April 1990

Arnesen, R. T. 1991

Vannforurensning i Nordgruvefeltet - Røros, Arbeidet 1990  
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 1602, pp. 40, Mai 1991

Iversen, E. R. 1988

Killingdal og Kjøli Gruver, Forurensningstilforsler til Gaula  
NIVA-rapport O-87044, L.nr.: 2094, pp. 36, Feb. 1988

Arnesen, R. T. 1989

Vannforurensning i Nordgruvefeltet, Røros  
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 2207, pp. 23, Feb. 1989

Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1990

Vannforurensning i Nordgruvefeltet - Røros. Undersøkelser i 1989  
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 2413, pp. 36, April 1990

Arnesen, R. T. 1991

Vannforurensning i Nordgruvefeltet - Røros, Arbeidet 1990  
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 1602, pp. 40, Mai 1991

Arnesen, R. T. 1991

Laboratorieforsøk med gruvevann, Kongens gruve, Nordgruvefeltet, Røros  
NIVA-rapport O-91155, L.nr.: 2714, pp. 10, Des. 1991

Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1991

Avrenning fra velter - Arvedalen gruve, Nordgruvefeltet, Røros  
NIVA-rapport O-91156, L.nr.: 2715, pp. 10, Des. 1991

Arnesen, R. T., Iversen, E. og Hals, B. 1990

Undersøkelser i Stortvartz-området ved Røros, Arbeidet i 1990  
NIVA-rapport O-91191, L.nr.: 2552, pp. 36, Des. 1990

## **Sulitjelma**

Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. R. 1976

A/S Sulitjelma Gruber, Undersøkelse av Langvatn som deponeringssted for avgang  
NIVA-rapport O-74003, pp. 49, Mai 1976

Iversen, E. R., Grande, M. og Arnesen, R. T. 1977

A/S Sulitjelma Gruber, Kontrollundersøkelser i Langvassdraget 1976  
NIVA-rapport O-76002, pp. 15, Juli 1977

Iversen, E. R., Johannessen, M. og Grande, M. 1980

A/S Sulitjelma Gruber, Kontrollundersøkelser i Langvassdraget 1976 - 79  
NIVA-rapport O-77018, L.nr.: 1208, pp. 52, Juni 1980

Aanes, K. J. og Johannessen, M. 1983

Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1982  
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 1516, pp. 16, Juli 1983

Aanes, K. J. og Johannessen, M. 1984  
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1983, Overvåkingsrapport 138/84  
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 1639, pp., April 1984

Aanes, K. J. og Johannessen, M. 1985  
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1984, Overvåkingsrapport 209/86  
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 1808, pp., Mai 1985

Aanes, K. J., Johannessen, M., Iversen, E. R. og Mjelde, M. 1987  
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1985, Overvåkingsrapport 269/87  
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 1988, pp. 48, Mars 1987

Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1989  
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1986-87  
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 2221, pp. 45, Feb. 1989

Iversen, E. 1990  
Sulitjelma Bergverk A/S, Kontrollundersøkelser 1988-89  
NIVA-rapport O-88012, L.nr.: 2411, pp. 49, April 1990

Iversen, E. R., Knudsen, C.-H. og Høydahl, Ø. 1991  
Sulitjelma Bergverk A.S, Tiltak for å begrense tungmetallforurensning  
NIVA-rapport O-91092, L.nr.: 2643, pp. 38, Sept. 1991

## Andre

Iversen, E. R. 1982  
Arrondering og kalking av velter ved Kjøli gruver, Rapport fra feltarbeidet i 1981  
NIVA-notat O-81071, pp. 9, April 1982

Iversen, E. R. 1984  
Arrondering og kalking av velter ved Kjøli gruver, Rapport fra feltundersøkelser i 1982 og 1983  
NIVA-notat O-81071, pp. 9, Feb. 1984

Iversen, E. R. 1992  
Måling av avrenning fra Kjøli gruve, Resultater 1991  
NIVA-notat O-81071, pp. 6, Mai 1992

Mundheim, Ø. og Berglind, L. 1971  
Vurdering av avløpsvann fra Killingdal gruver, Ålen i Sør-Trøndelag  
NIVA-rapport O-70076, pp. 21, April 1971

Arnesen, R. T., Grande M. og Tjomsland, T. 1979  
Vannforurensning fra gruver - Killingdal  
NIVA-rapport O-77061, L.nr.: 1107, pp. 38, Feb. 1979

Arnesen, R. T., Grande, M. og Tjomsland, T. 1979  
Vannforurensning fra gruver, Røstvangen og Kjøli  
NIVA-rapport O-77061, L.nr.: 1109, pp. 49, April 1979

- Iversen, E. 1982  
Vannforurensning fra nedlagte gruver i Orklas nedbørfelt, Dragset Verk - Undal Verk - Kvikne Kobberverk  
NIVA-rapport O-80071, L.nr.: 1369, pp. 47, Mai 1982
- Iversen, E. R. 1986  
Arrondering og kalking av bergvelter ved Kjøli gruver. Vurdering av tiltaket etter 5 år.  
NIVA-rapport O-81071, L.nr.: 1853, pp. 40, April 1986
- Iversen, E. R. og Grande, M. 1990  
Tiltaksrettede undersøkelser i Verkenselva.  
NIVA-rapport O-89235, L.nr.: 2415, pp. 27, April 1990
- Iversen, E. R. og Johannessen, M. 1984  
Vannforurensning fra nedlagte gruver  
NIVA-rapport O-82068, L.nr.: 1621, pp. 68, Mai 1984
- Iversen, E. R. og Arnesen, R. T. 1990  
Vannforurensning fra nedlagte gruver, Del II  
NIVA-rapport O-89106, L.nr.: 2363, pp. 51, Jan. 1990
- Iversen, E. R. 1990  
Vannforurensning fra nedlagte gruver, Del III  
NIVA-rapport O-90138, L.nr.: 2531, pp. 20, Des. 1990
- Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1991  
Vannforurensning fra kisgruver - Kvikne kobberverk, Arbeidet i 1990  
NIVA-rapport O-90191, L.nr.: 2619, pp. 20, Aug. 1991
- Iversen, E. R. 1988  
Killingdal og Kjøli Gruver, Forurensningstilførsler til Gaula  
NIVA-rapport O-87044, L.nr.: 2094, pp. 36, Feb. 1988
- Arnesen, R. T. 1992  
Vannforurensning fra kisgruver - Røstvangen - øvre område.  
NIVA-rapport O-91154, L.nr.: 2780, pp. 15+vedl.2, Juli 1992
- Traaen, T., Arnekleiv, J. V., Bongard, T., Grande, M., Lindstrøm, E.-A. og Lingsten, L. 1988  
Tiltaksorientert overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag, 1986-1987, (Overvåkingsrapport nr. 337/88)  
NIVA-rapport O-8000238, L.nr.: 2206, Nov. 1988
- Traaen, T. og Iversen, E. R. 1991  
Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. Vannkjemiske undersøkelser. Årsrapport 1990.  
(Overvåkingsrapport 459/91)  
NIVA-rapport O-90051, L.nr.: 2502, Juni 1991
- Traaen, T., Grande, M., Iversen, E. R., Lindstrøm, E.-A., Arnekleiv, J., V. og Størseth, L. 1992  
Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag, 1991 (Overvåkingsrapport nr. 492/92)  
NIVA-rapport O-90051, L.nr.: 2761



---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo  
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2247-2