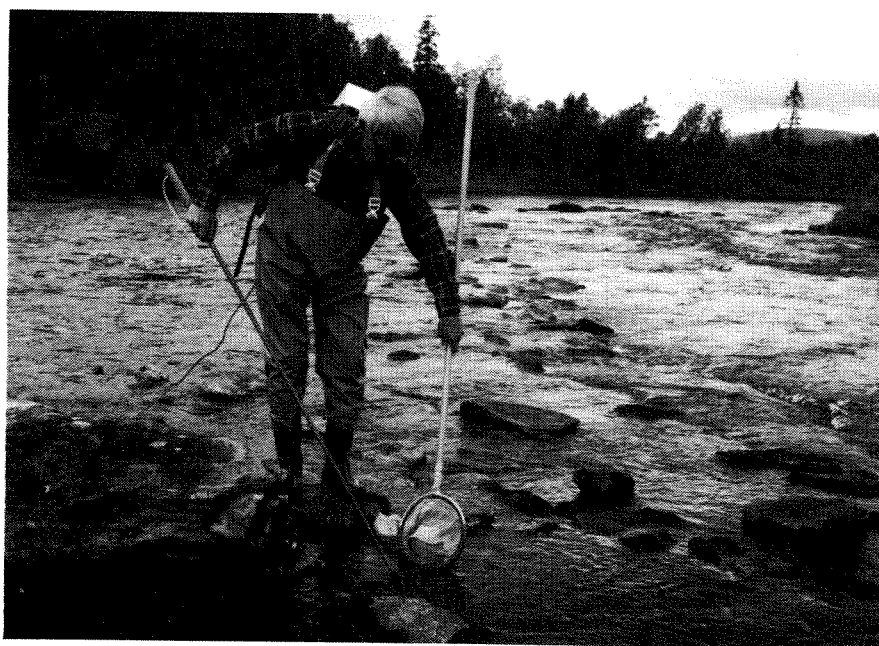




O-89103

# Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger



# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

**Hovedkontor**  
Postboks 69, Korsvoll  
0808 Oslo 8  
Telefon (02) 23 52 80  
Telefax (02) 39 41 89

**Sørlandsavdelingen**  
Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033  
Telefax (041) 43 033

**Østlandsavdelingen**  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752  
Telefax (065) 78 402

**Vestlandsavdelingen**  
Breiviken 5  
5035 Bergen-Sandviken  
Telefon (05) 95 17 00  
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-89103
Undernummer:
Løpenummer: 2562
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger.	Dato: 1. mars 1991
	Prosjektnummer: 0-89103
Forfatter (e):  Magne Grande	Faggruppe: Industri
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 136

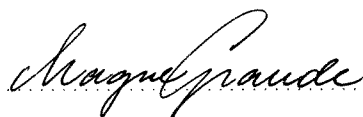
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:  Det er foretatt en sammenstilling og vurdering av resultater fra tidligere undersøkelser vedrørende effekter av metaller fra gruveforurensninger på biologiske forhold i vassdrag. Supplerende undersøkelser er utført i noen aktuelle berørte lokaliteter. Hovedvekten er lagt på fisk. Kobber, sink og kadmium er de metaller som forekommer vanligst og kan tenkes å utøve giftvirkninger i større omfang. Av disse har kobber størst betydning. Årsmiddelkonsentrasjoner under ca 20 µg Cu/l (totalverdier) ser ut til å ha ubetydelige skadevirkninger overfor fisk og invertebrater i de undersøkte vassdrag. Spesielt følsomme arter av invertebrater og begroing kan være påvirket ved lavere konsentrasjoner. I enkelte lokaliteter er det gode bestander av laksefisk i konsentrasjoner fra 30-50 µg Cu/l. Det er ikke påvist lokaliteter hvor sink, kadmium eller andre metaller utøver giftvirkning av betydning.
--

- 4 emneord, norske:
1. Metallforurensninger
  2. Gruver
  3. Biologiske effekter
  4. Vassdrag

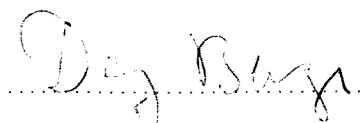
- 4 emneord, engelske:
1. Metal pollution
  2. Mines
  3. Biological effects
  4. Freshwater

Prosjektleder:



Magne Grande

For administrasjonen:



Dag Berge

ISBN 82-577-1878-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-89103

**BIOLOGISKE EFFEKTER AV GRUVEINDUSTRIENS**

**METALLFORURENSNINGER**

OSLO, 1. mars 1991

**Prosjektleder: Magne Grande**

**Medarbeidere : Sigbjørn Andersen**

**Rolf Tore Arnesen**

**Torleif Bækken**

**Eigil Rune Iversen**

**Karl Jan Aanes**

## FORORD

I mai 1989 ble det inngått kontrakt mellom SFT og NIVA om gjennomføring av prosjektet: "BIOLOGISKE EFFEKTER AV GRUVEINDUSTRIENS METALLFORURENSNINGER". Prosjektprogrammet var basert på et forslag utarbeidet av NIVA og hadde som målsetting å "samle, bearbeide og systematisere data vedrørende effekter av metallforurensninger fra gruver på biologiske forhold i norske vassdrag". Arbeidet skulle omfatte:

- a) Gjennomgang av foreliggende materiale
- b) Analyse og bearbeiding av tidligere prøvemateriale
- c) Nye feltobservasjoner

Arbeidet har i hovedtrekkene vært gjennomført som planlagt med en kombinasjon av feltarbeid med innsamling av nye data samt bearbeiding av foreliggende materiale. Det har vært avholdt møter hvor prosjektets fremdrift har vært drøftet mellom representanter for SFT og NIVA. Fra SFT har Siri Sorteberg vært ansvarlig for oppfølging av prosjektet. Som grunnlag for utarbeidelsen av rapporten har det vært benyttet materiale innsamlet, bearbeidet og rapportert gjennom nesten 30 år. I det vesentligste er dette arbeidet utført av NIVA, men også andre institusjoner har deltatt. Her bør nevnes Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Jo Vegard Arnekleiv som har utført mesteparten av bunndyr- og fiskeundersøkelsene i Gaula. Fra NIVA har først og fremst Rolf Tore Arnesen, Eigil Rune Iversen og Tor Traaen stått for innsamling og bearbeiding av kjemiske data. De biologiske undersøkelsene har vært utført av Karl Jan Aanes, Sigbjørn Andersen, Torleif Bækken, Eli-Anne Lindstrøm, Randi Romstad, Rune Bildeng og Magne Grande. Den foreliggende rapport med vurderinger og konklusjoner er i sin helhet skrevet av Magne Grande. Rolf Tore Arnesen, Dag Berge, Eigil Rune Iversen og Karl Jan Aanes har lest manuskriptet og kommet med betydningsfulle kommentarer.

Oslo den 1. mars 1991

Magne Grande

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. INNLEDNING	6
3. METODER	8
3.1 Generelle forhold	8
3.2 Kjemi	9
3.3 Biologi	12
4. METALLPÅVIRKEDE LOKALITETER	13
4.1 Visnesvatnet, Karmøy	13
4.2 Nysæterbekken, Lunner	17
4.3 Folla, Folldal	20
4.4 Stubsjøen og Sørsjøen, Tynset	29
4.5 Hitterdalsvassdraget, Røros	36
4.6 Gaula	43
4.7 Orklavassdraget	52
4.8 Hostovassdraget	76
4.9 Skorovassdraget	83
4.10 Huddingsvassdraget	94
4.11 Bleikvatn og Moldåga	102
4.12 Sulitjelmavassdraget	108

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
4.13 Andre lokaliteter	111
5. AKKUMULERING AV TUNGMETALLER I FISK	118
6. SAMMENFATTENDE VURDERINGER	123
6.1 Effektnivåer i de undersøkte vassdrag	123
6.2 Vannkvalitetskriterier og klassifisering av vannkvalitet	127
7. LITTERATUR	131

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I 1989-90 er det foretatt en sammenstilling og vurdering av resultater fra tidligere undersøkelser vedrørende effekter av metaller fra gruveforurensninger på biologiske forhold i vassdrag. Hovedvekten har vært lagt på virkninger overfor fisk, men også effekter på andre viktige organismegrupper som bl.a. alger og bunndyr er vurdert. Videre er det foretatt supplerende undersøkelser i felt, både på lokaliteter som tidligere har vært undersøkt og andre. Disse undersøkelsene har vesentlig bestått i fiske med prøvegarnserier, elektrisk fiskeapparat og sportsredskap, samt innsamling av bunndyr.

I den foreliggende rapport er det gitt en kortfattet vurdering av innsamlings- og analysemetoder. De enkelte lokaliteter er beskrevet med hensyn på forekomst av metaller, deres nivåer og effektene på biologiske forhold. Det er her lagt vekt på forekomst og mengde av forskjellige arter (fisk) og organismegrupper (begroing og bunndyr). Det er også gitt en vurdering av mulighetene for bioakkumulering av metaller i fisk. Tilslutt er det gjort et forsøk på å angi hvilke metaller og nivåer av disse i vann som er av betydning for de gifteffektene som er registrert. Nivåene er så sett i relasjon til anvendte vannkvalitetskriterier og tilstands- og påvirkningsklasser for metaller i vann. Metallnivåer i sedimenter er ikke vurdert.

Resultatene i denne rapporten er basert på undersøkelser som tildels har pågått gjennom mange år, i enkelte tilfelle helt fra begynnelsen av 1960-årene. Fra noen lokaliteter har en således et stort antall observasjoner over en lang tidsperiode. For andre har en bare en enkelt eller noen ganske få data å bygge på. Målsettingen med undersøkelsene har også vært forskjellige - i noen tilfelle har det vært å foreta kontroll eller overvåking av utslipp og avrenning - i andre tilfelle å skaffe et engangsintrykk av en forurensnings-situasjon. I de fleste tilfelle har undersøkelsene vært enkle og hatt et rutinemessig opplegg. Dette innebærer at det ikke har vært mulig å gi fremstillingen et enhetlig opplegg for de ulike lokaliteter. Bedømmelsen av effektnivåer, dvs. forholdet mellom konsentrasjoner og biologisk respons må derfor også baseres på et visst skjønn.

For å angi metallnivåer har det vært benyttet årlige middel-konsentrasjoner hvor datamaterialet gir mulighet for dette. Dette har sine svakheter, men er sannsynligvis allikevel foreløpig best anvendelig ved fastsettelse av grenseverdier for effekter. For alle verdier er totalt innhold av metaller bestemt ved atomabsorpsjons-

metoden.

Resultatene viser at de metaller som forekommer vanligst i våre vassdrag og som kan tenkes å utøve giftvirkning er kobber, 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.

Kobber, sink og kadmium forekommer som regel sammen og tildels 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 Orkla er imidlertid de betydeligste forurensningene på den viktigste strekningen for laksefisket og konsentrasjonene av kobber er nær skadegrensen. Det siste gjelder til en viss grad også øvre lakseførende del av Gaula.

I de tilfelle hvor kobber, sink og kadmium forekommer sammen ser det ut til at kobber er det metall som er bestemmende for giftvirkningene. I visse tilfeller ser virkninger overfor fisk for dette metallet å ligge ned mot ca 20 µg Cu/l (totalverdier) som middelkonsentrasjon. I andre tilfelle finnes gode forekomster av fisk ved middelkonsentrasjoner fra 30-50 µg Cu/l. Disse forskjellene har bl.a. sammenheng med vannkvalitet, variasjonsmønster i metallinnhold, fiskesammensetning og gytemuligheter.

Spesielt følsomme arter av 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 ikke sammen med kobber bare 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).

Bly er bare påvist i høyere konsentrasjoner i et vassdrag (Bleikvatn med Moldåga), men negative effekter er her foreløpig ikke påvist. Blykonsentrasjonene i vannprøver herfra er målt til ca 2-6 µg Pb/l i middel. En viss usikkerhet knytter seg imidlertid til



analyseresultatene i disse nivåer.

Nikkel er ikke påvist å gi noen skade i lokaliteter med opptil ca 10 µg Ni/l. Materialet er for lite til å gi noen nærmere vurdering av nikkels betydning i de få og små resipienter som finnes.

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

De effekter av metaller en finner i gruveforurensende vassdrag behøver ikke være representative for hva en kan finne i andre typer av vassdrag og forurensninger. I forsurede vassdrag f.eks. er muligens virkningene anderledes. Dette skyldes eventuelt først og fremst vannkvalitet 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 gruveforurensede vassdrag har en f.eks. ofte både kobber, sink og kadmium tilstede og i et forholdsvis konstant forhold. Det er endel informasjon som tyder på at sink kan svekke virkningen av andre metaller, først og fremst kadmium. Disse forhold er en av årsakene til at anvendte vannkvalitetskriterier og klassifiseringer av vannkvalitet opererer med metallnivåer som kan synes urealistisk lave i sammenheng med gruveforurensninger.

## 2. INNLEDNING

Forurensning av metaller fra gruvedrift har funnet sted i flere hundre år i Norge. Allerede fra første halvdel av 1600 tallet var flere gruver i gang og det var da særlig kobber som ble utvunnet. I forbindelse med denne virksomheten må en regne med at enkelte vassdrag har vært påvirket av metallforurensninger selv om det ikke foreligger kjent dokumentasjon om dette. Skulberg (1967) siterer fra Johan Falkberget's Christianus Sextus som omhandler tiden omkring 1720: "Og sjøen dernede - Årvsjøen - det måtte være det døde havet, livløst og forgiftet. Ingen fisk vaket i det rødrosete vannspeil om kveldene og ingen ender rodde i det grå starrgras". Selv om dette er diktning og tidfestelsen neppe er nøyaktig må en vel kunne regne med at Orvsjøen ved Røros på 1700 tallet var død som følge av forurensninger fra gruvedriften. Det skal nevnes at denne innsjøen også i dag, dvs. ca 200 år senere, fortsatt er fisketom av samme årsak. Sannsynligvis har det også i andre vann og vassdrag vært liknende tilfelle. Det er av interesse i biologisk sammenheng fordi en må regne med at dyr og planter har hatt anledning til å tilpasse seg forholdene over et langt tidsrom. Genetisk tilpasning er en viktig faktor for utforming av organismesamfunn.

Fra nyere tid kan nevnes at Helland (1902), i verket Norges Land og Folk, forteller følgende:

"I Folla gaar fisken op efter hele elven. For tiden er elven fiskerigest ovenfor det før drevne Foldals værk. Det fra værket kommende vand, der udludede vitriol af kobberholdig svovlkis, var ødeleggende for fiskeriet; vandet indeholdt foruden vitriol ogsaa svovlvandstof, og fisken dels døde, dels skyede elven nedenfor værket. Ogsaa ovenfor forminkedes fiskebestanden. Efterat værket blev nedlagt, tiltog fiskemængden betydelig."

I det foregående er nevnt at fiskemengden tiltok betydelig etter at verket ble nedlagt. Det siktes her sannsynligvis til nedleggelsen i slutten av 1870-årene (1878). Driften tok til igjen i årene 1904 - 1907, men såvidt vites ble det ikke publisert noe om utviklingen av fisket etter denne tid.

Først i 1930-årene ble det fokusert såvidt mye på forurensninger fra gruvevirksomhet i Norge at det ble utført undersøkelser for å konstatere og vurdere effekter. Nevnes her kan undersøkelser utført av Schmidt-Nielsen (1939) vedrørende Orkla og Huitfeldt-Kaas (1936) i

forbindelse med planlagt gruvedrift i Skorovass. Dette var så grundige og omfattende undersøkelser som man kunne utføre den gang.

Fra 1960 årene og frem til i dag er det blitt utført mange undersøkelser med henblikk på å studere effekter av metallforurensninger fra gruver på biologiske forhold. Dette gjelder bl.a. Follavassdraget, Orkla, Gaula, vassdrag i Rørosområdet, vassdrag i Øvre Namsen, Bleikvassli og Sulitjelma. Undersøkelsene, som med få unntak er utført av NIVA, har vært enkle, hatt begrenset omfang og i det alt vesentligste hatt overvåking som formål. Sett over en lengre tidsperiode kan slike undersøkelser likevel gi verdifull informasjon - i enkelte tilfelle har en f.eks. kunnet følge med på hvordan forholdene har endret seg ved ulike forurensningsbelastning over mange år. Det er også slik at en kan ha variert prøveprogrammet noe fra år til år og således ha et bredt erfaringsgrunnlag ved en samlet vurdering.

Det meste av resultatene i denne rapporten er sammenstillinger fra de overvåkings- og kontrollundersøkelser som er utført av NIVA gjennom de siste 30 år. For å utfylle bildet noe ble det imidlertid i enkelte særlig interessante lokaliteter også foretatt enkle undersøkelser i forbindelse med dette prosjektet i 1989 og 1990.

I en sammenfattende diskusjon er det også trukket inn resultater fra utenlandske undersøkelser. Spesielt fra Sverige og Nord Amerika foreligger informasjon som har interesse. Det er i denne fremstillingen lagt vekt på feltobservasjoner, og resultater fra laboratorieforsøk blir bare benyttet for å belyse spesielle problemstillinger.

### **3. METODER**

#### **3.1 Generelle forhold**

Hovedformålet med denne undersøkelsen har vært å vurdere forholdet mellom konsentrasjoner av metaller i vann fra gruvevirksomhet og effekten på fisk og andre vannorganismer. Hovedvekten har vært lagt på fisk fordi dette er dyr som direkte er gjenstand for menneskelig utnyttelse. Fisken er imidlertid avhengig av et næringsgrunnlag og hvis dette endres på grunn av forurensninger kan det ha betydning for fiskens kvalitet og fiskebestandens størrelse (produksjonen) og sammensetning. Enkelte arter og grupper av organismer som f.eks. bunndyr og begroing, er også viktige indikatorer på ulike forurensningsbelastninger. Biologiske forhold utenom fisk er derfor også vurdert i den grad det foreligger materiale og det har vært vurdert som betydningsfullt.

Vurderingene i denne rapporten er for en stor del basert på resultater fra NIVAs undersøkelser av gruveforurensninger gjennom en 30-års periode. Det foreligger et stort datamateriale fra disse undersøkelsene. Spesielt gjelder dette vannkjemiske forhold, men også bunndyr og fisk er godt representert. Et iøyenfallende problem er at metoder har skiftet og resultater fra tidligere er ikke alltid sammenliknbare med dem fra senere år. Spesielt kan her nevnes analyser av tungmetaller i konsentrasjoner ned mot bakgrunnsnivåer. Her har analysene stadig blitt forbedret og det er tvilsomt om mange av resultatene fra 60- og 70-tallet i det hele tatt har noen verdi i de lave nivåer. Tidligere tiders innsamlingsteknikk for bunndyr på rennende vann er også mindre sammenliknbare med nåværende metoder. Mens en tidligere benyttet den såkalte steinplukkmetoden, har en nå en rask og effektiv standardisert metode (NS4719) med bruk av hov (sparkemetoden) som gir noenlunde sammenliknbare resultater såvel kvalitativt som kvantitativt.

Formålet med NIVAs undersøkelser har for en stor del vært å overvåke eller kontrollere utslipp og avrenning fra gruveområder. Metoder og omfang av undersøkelser har derfor vært tilpasset dette. De kan derfor, spesielt på den biologiske siden, ha vært svært enkle og basert bare på en rask årlig befaring. Det biologiske materialet gir imidlertid et bilde av forurensningssituasjonen i vassdraget over lang tid før prøvetakingen. Analyseopplegget har tildels vært endret og ikke gått tilstrekkelig i dybden for nøyere vurdering av effekter av

forurensninger og andre faktorer. Over en årrekke kan informasjonene likevel være verdifulle og avtegne et mønster i utviklingen som kan relateres til ulike forurensningsbelastninger.

Under vurderingene av resultatene må det i alle tilfelle benyttes en viss grad av skjønn. At noen av de samme personer har vært involvert i undersøkelsene over hele tidsperioden kan her være en styrke, da en har større muligheter for å vurdere resultater fra ulike metoder og fagområder opp mot hverandre. I beskrivelsen av de ulike lokaliteter er det gjort et utvalg av resultater som skal belyse situasjonen ut fra denne undersøkelsens formål. Det har ikke vært mulig å gjennomføre dette på en enhetlig måte fordi datagrunnlaget er så forskjellig. For noen få lokaliteter finnes bare en enkel biologisk prøve og et fåtall kjemiske analyser. Når disse likevel er tatt med skyldes det at de kan være nyttige i denne spesielle sammenhengen selv om datamengden er liten.

Det vil her føre alt for langt å gi en detaljert beskrivelse av alle de metoder som er benyttet i enhver anledning. Det henvises da til refererte rapporter og publikasjoner. Imidlertid er det i de senere år en del metoder som har vært særlig mye benyttet og som kort skal kommenteres.

### 3.2 Kjemi

Foruten metaller er det i beskrivelsen av vannkjemiske forhold tatt med data om pH, konduktivitet, suspendert stoff, løst organisk stoff, kalsium og magnesium hvor dette foreligger. Dette er faktorer som har stor betydning for metallenes giftighet. Økende innhold av kalsium (hardhet) og organisk stoff reduserer metallenes giftighet. Giftigheten er også avhengig av pH-nivået (Alabaster and Lloyd, 1982). Suspendert stoff vil også redusere giftigheten, men pålitelige data om dette foreligger bare i få tilfelle.

I mange tilfelle foreligger det et meget stort kjemisk datamateriale og det har derfor vært nødvendig å gjøre et utvalg. Det antas at årlige middelveier i mange tilfelle kan gi en god karakteristik av vannkjemien og også relateres til de biologiske forhold. Spesielt på rennende vann vil en imidlertid kunne ha store årstidsvariasjoner og dette kan medføre at middelveier fra innsjøer og elver derfor ikke alltid er helt sammenlignbare. Grenseverdier (vannkvalitetskriterier) for effekter av metaller kan baseres på årlige middelveier (Mance, 1987, Lithner, 1989), årlige 50- og 95-prosentiler (Alabaster and Lloyd, 1982) eller annet (Knutzen og Skei, 1990). 50-prosentilene vil

i de aller fleste tilfelle ligge nær opp til middelveidene som her er benyttet. I enkelte tilfelle er i denne rapport angitt maksimalverdier. Spesielt høye verdier kan imidlertid av og til skyldes metodiske feil og er derfor mindre anvendelige. Varigheten har her også betydning for å vurdere effekter og krever bedre datagrunnlag enn det i de fleste tilfelle foreligger her.

I den følgende beskrivelse av lokaliteter er det lagt vekt på at metallene skal være den helt dominerende forurensningstype. Områder hvor det f.eks. er høye konsentrasjoner av flotasjonsavgang er utelatt. Dette for ikke å få for mange forstyrrende faktorer inn ved vurderingen av metalleffekter.

For de kjemiske analyser er stort sett benyttet Norsk Standard etterhvert som disse har blitt utarbeidet. For mange kjemiske parametre som f.eks. pH, konduktivitet, organisk stoff, kalsium og magnesium er det liten grunn til å trekke tidligere resultater i tvil for de vannkvaliteter det her er snakk om. Disse metodene har forandret seg lite gjennom årene og metoder og instrumenter har hele tiden vært noenlunde tilfredsstillende. For tungmetaller stiller det seg noe anderledes. I 1960-årene og tidlig på 70-tallet ble det benyttet bl.a. kolorimetrisk metode inntil en gikk over til atomsorpsjon som også brukes i dag. Atomabsorpsjonsmetodene har også blitt forbedret og i de senere år har grafittovn vært benyttet i konsentrasjoner ned mot bakgrunnsnivåer. Atomabsorpsjon på grafittovn regnes for å være mer pålitelig i lave konsentrasjoner enn aktiveringsanalyse og ICP som benyttes endel. Det har også vist seg at materialet prøveflaskene er laget av har betydning. I de senere år har en benyttet spesialvaskede glassflasker for metallanalyser, mens en tidligere anvendte plastflasker. Atomabsorpsjonsmetoden måler totalnivåer av metaller og gir således ikke opplysninger om hvor mye av metallet som foreligger i giftige former. Dette er avhengig av vannkvaliteten forøvrig og de øvrige parametre som benyttes antas å ha størst betydning for metallenes giftighet. Undersøkelser tyder imidlertid på at forholdet mellom biologisk tilgjengelig metall og totalmengde kan være tilnærmet konstant i de vannforekomster det her er snakk om (Arnesen og medarb. 1988). Anvendelse av totalverdier kan derfor ha sin berettigelse. Filtrering av prøver gjennom porefilter før analyse er ikke anvendt. Forskjellen mellom "løst" (passerer gjennom 0.45 µm porefilter) og totalt innhold synes heller ikke være særlig stor i endel tilfelle hvor dette er undersøkt (bl.a. Semb, 1991).

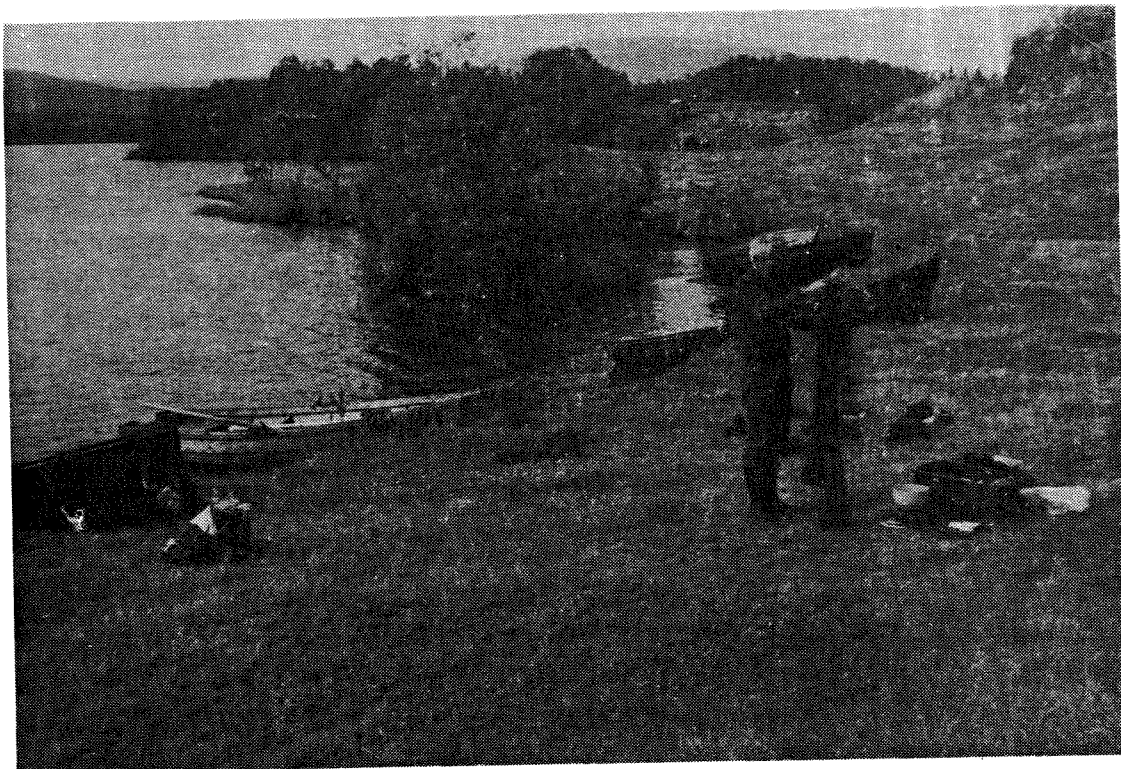


Fig. 1 Fra prøvefiske med garn i Vektarbotn

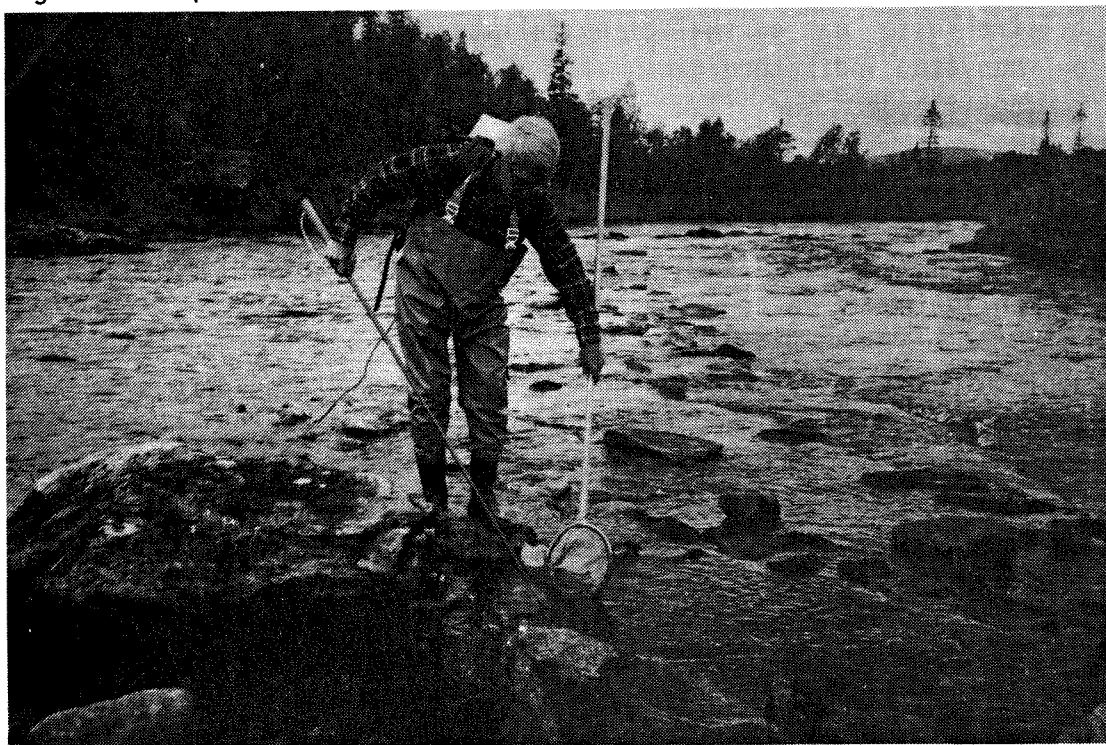


Fig. 2 Elektrofiske i Huddingselva

### 3.3 Biologi

Begroing, bunndyr og fisk er de mest anvendte organismegrupper for å vurdere effekter. Når det gjelder begroing er innsamlingsmetodikken og beskrivelse av situasjoner i felt blitt mer systematisert og standardisert. Også artskunnskapen er blitt større etterhvert hos analysepersonalet. Dette kan bevirke at endel endringer som er antydnet i et par tilfelle kanskje også har noe av sin årsak i metodiske forhold.

Bunndyrprøver tas nå nesten utelukkende med den såkalte sparkemetoden. Når denne gjennomføres nøyaktig, f.eks. i 3x1 minutt med en bestemt håvtype (NS 4717) gir den et godt bilde av den kvalitative sammensetning av bunnfaunaen. Den gir også et visst grunnlag for å vurdere mengden av dyr. Det er i dag vanlig i våre undersøkelser av gruveresipienter å beskrive artssammenhengen i viktige hovedgrupper av bunnfaunaen. Tidligere nøyde en seg oftere med å dele materialet inn i hovedgrupper som f.eks. stein-, døgn- og vårfluer. Dette er ikke tilstrekkelig når en skal gi en fullstendig beskrivelse av forholdene og benytte indikatororganismer. Som grunnlag for å vurdere næringstilbudet for fisk er det likevel anvendelig i de fleste tilfelle. Det er ikke mulig å sammenlikne resultatene for den tidligere "steinplukkemetoden" med dem som fins fra sparkemetoden (anvendt fra ca 1970) når det gjelder kvantitative forhold. Et visst skjønn på kvalitativ sammensetning av dyr kan en imidlertid utøve ved sammenlikning av de to metodene.

Opplysninger om fiskeforhold er bl.a. basert på prøvofiske med garnserier og da først og fremst "Jensen-serien". Denne består av 8 garn hvorav to med maskevidde 21 mm og forøvrig 26, 29, 35, 40, 45 og 52 mm. Denne serien fisker over et vidt størrelsesspektrum av fangbar fisk og gir et brukbart bilde av fiskebestandens størrelse og sammensetning. Utbyttet er imidlertid avhengig av værforhold, tid på året, plassering osv. og kan derfor variere endel av ikke-forurensningsbetingede årsaker. Beskatningstrykket forøvrig spiller også en rolle. I et vann hvor det fiskes mye kan utbyttet av et enkelt prøvofiske bli mindre enn i et vann med lite fiske og lite berørte bestander. Foruten garnfiske er benyttet elektrofiske og fiske med stang. Begge disse metoder kan gi et godt inntrykk av bestanden på egnede lokaliteter (spesielt i elv og bekk). Analyser av fiskens mageinnhold og vekst er særlig viktig. Vekst er kanskje den beste og mest sensitive parameter for å vurdere effekter av giftstoffer på fisk (Kristensen, 1990). Opplysninger om reproduksjonsforhold er også



viktige i denne sammenheng. I tillegg har det også vært utsatt bur for å teste overlevelse av fisk ved ulik metallbelastning (Gaula). I mange tilfelle er resultater fra andre undersøkelser og opplysninger fra lokalkjente folk trukket inn for å vurdere bestandsforhold. Når det gjelder fisk har jo beboere langs vassdrag et inngående kjennskap til forholdene, noe som ikke er tilfelle når det gjelder de andre organismegrupper.

#### 4. METALLPÅVIRKEDE LOKALITETER

##### 4.1 Visnesvatnet, Karmøy

Visnesvatn ligger ved Visnes på Karmøy i Rogaland. Innsjøen ligger 4 m o.h. i en avstand av 100 m fra sjøen. Den har et areal på ca 11.2 hektar og et nedbørfelt på 3.0 km<sup>2</sup>. Ca 1 km syd for Visnesvatn ligger Grodvatnet (23 m o.h.) som er den eneste innsjø av betydning foruten Visnesvatn i nedbørfeltet. Visnesvatnet er relativt grunt, men skal ha enkelte mindre partier med dyp opptil 10-12 m (Berg, 1985).

Visnesvatn er metallforurenset fra Vigsnes kobberverk som har vært drevet siden 1865 med flere avbrudd. Det ble sist nedlagt i 1968.

I 1985 ble det foretatt fiskeribiologiske undersøkelser i Visnesvatn (Berg, 1985). Vannprøver ble også tatt for analyse av tungmetaller. NIVA har tatt spredte vannprøver av vannet (og Nordre Visnesvatn) siden 1975 (Iversen og Arnesen, 1990). I 1989 ble det også foretatt et prøvefiske i Visnesvatn av Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen, etter oppdrag fra NIVA.

Endel av avrenningen fra gruveområdet renner ut i Nordre Visnesvatn som er et lite tjern (ca 2.7 ha) nord for Visnesvatn. Dette tjernet var tidligere bundet sammen med Visnesvatnet, men ble atskilt fra dette med oppfylling av gruveavgang. Noen kommentarer vil også bli knyttet også til Nordre Visnesvatn i det følgende.

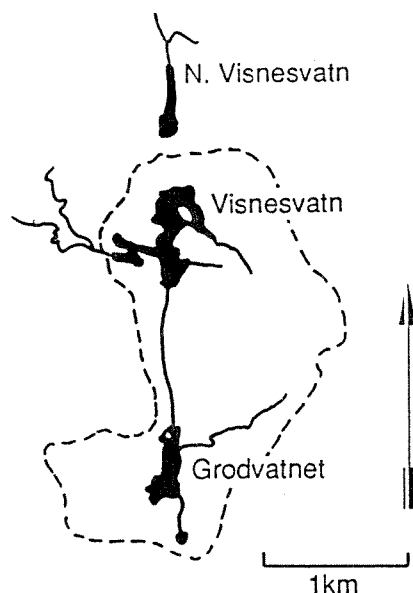


Fig. 3. Visnesvatn med nedbørfelt.

### Vannkjemi

Fra Visnesvatn foreligger et begrenset antall analyser og resultater av disse er oppført i tabell 1.

Tabell 1. Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Visnesvatn, 1980-89.

Lokalitet	Dato/år	pH	Kond.	TOC mg C/l	Ca µg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
Utløp	29.1.80	6.0					32	470	
	24.9.87	6.6	25		16	4.6	60	590	0.85
	23.6.89	6.7	24		15	4.3	30	430	0.80
	16.10.89	6.4	22	5.3	13	3.8	37	310	0.51
Vest	7.11.89						80	430	
Øst	" " "						80	410	
Syd	" " "						70	400	
Utløp	" " "				11		47	370	
Middel		6.4	24	5.3	14	4.2	55	426	0.68

Datamaterialet er lite, spredd over lang tid og flere lokaliteter, og det er derfor mindre aktuelt å operere med middelerverdier. Kobberverdier har variert mellom 30 og 80 µg/l og sink mellom 400 og 590 µg/l i hele perioden. Prøvene som ble tatt i november 1989 spredd på flere lokaliteter i Visnesvatn viste at forurensningene var jevnt

spredt over hele vannet. Vannet er forøvrig svakt surt, har høy ledningsevne og har et relativt høyt innhold av kalsium og magnesium. Innholdet av organisk stoff er middels høyt.

I nordre Visnesvatn ble det målt en pH 3.7 og et metallinnhold på 130 µg Cu/l og 1490 µg Zn/l under en befaring i november 1989.

## Biologi

### Generelle forhold

I forbindelse med en fiskeribiologisk undersøkelse av Visnesvatn i 1985 ble det også tatt noen bunnprøver på 2.5 og 8 m dyp (Berg, 1985). Det ble her ikke funnet tegn til dyr. Heller ikke i strandkanten ble det funnet dyr. Vertikal- og horisontaltrekk med planktonhov resulterte heller ikke i funn av planktondyr. Vannet hadde noe vegetasjon i form av flotgras, takrør og diverse sivplanter.

Ved en befaring ved Visnesvatn i november 1989 var tydeligvis forholdene noe endret i forhold til 1985. Det ble da funnet buksvømmere, vårfluer og noen hoppekreps i strandregionen. I utløpselva ble det funnet vårfluer, knott, fjærmygglarver, steinfluer og vannmidd. Faunaen syntes imidlertid kvantitativt sett å være fattig. Strandvegetasjonen i vannet besto bl.a. av takrør og tjønnaks.

I nordre Visnesvatn ble det under samme befaring funnet store mengder av en bestemt art av buksvømmere, sannsynligvis Sigara nigrolineata. Dette er av spesiell interesse tatt i betraktning de ekstreme fysiske/kjemiske forhold i vannet.

### Fisk

I 1985 ble det foretatt prøvefiske ved to anledninger, 3.-4. mai og 8.-9. august (Berg, 1985). Det ble fisket med 7 garn med maskevidder fra 10.5-29 mm i en natt hver gang. Resultatet ble tilsammen 3 ørret med vekter fra 75-125 gram. Fisken hadde kondisjonsfaktorer fra 0.97-1.25. Dette var en meget liten fangst og det ble konkludert med at det ikke kunne være noen fast bestand i vannet. Sporadisk ville fisk kunne slippe seg ned fra ovenforliggende vann og det ble antatt at fisken som ble fanget kom fra Grodvatnet i sør. I to tilløpsbekker var det på korte strekninger muligheter for gyting, men her ble ikke observert fisk.

I oktober 1989 ble det igjen foretatt prøvefiske i vannet. Resultatet er fremstilt i tabell 2 hvor fangsten på de forskjellige maskevidder

er fremstilt.

Tabell 2. Garnfangst av ørret fra Visnesvatn, 5.10. 1989.

Maskevidde mm	Antall	Vekt g
21	6	573
21	11	1405
26	5	2119
29	3	580
35	1	220
40		
45	6	2998
52		
Totalt	32	7895
pr. garnnatt	4	987

Fisken varierte i størrelser fra 50 til 820 g med 8 fisk over 400 g.

Fangsten på 4 fisk med en vekt av 987 g pr. garnnatt var meget god. Om en regner fangstvekten for de tre maskeviddene 26–35 mm, 973 g, er dette også meget godt. Fordi fangsten foregikk såvidt sent på høsten er den imidlertid ikke helt sammenliknbar med Jensen's verdier (Jensen, 1979) hvor over 900 g blir klassifisert som meget godt. Fisken hadde for det meste spist vårfluelarver, stingsild og diverse andre insekter. Snegl og makk ble også funnet. 20% av fisken hadde ikke mageinnhold. Kondisjonsfaktorene var i snitt 1.08. 20% av fiskene hadde lyserrød kjøttfarge, resten var hvite. Veksten var middels god og høyeste avleste alder var 7 vintre. 30% av fisken var kjønnsmoden, men ennå ikke gyteferdige.

I 1990 har det også blitt utført prøvafiske og andre undersøkelser i Visnesvatn av Karmøy kommune, Miljøvernnavdelingen. Resultatene herfra synes å bekrefte NIVAs undersøkelser i 1989 (Grann, pers. oppl.).

Undersøkelsen viste at innsjøen i 1989 hadde en fiskebestand som syntes å være relativt normalt sammensatt i forhold til 1985 da innsjøen måtte betraktes som fisketom. Årsaken til dette må være en forbedring i vannkvalitet som ikke fremgår av det beskjedne analyse materialet fra vannet. Lokalkjente folk som var behjelpelig med fisket ble meget forbauset da det viste seg å være så bra med fisk.

Forandringen må derfor ha skjedd ganske nylig. Fiskebestanden er sannsynligvis rekruttert ovenfra (Grodvatnet) og det er også to tilløpsbekker hvor gyting kan skje. Det ble også observert atskillige 3-pigget stingsild i vannet og de ble også funnet i fiskemager. Stingsilda's toleranse overfor metaller er lite kjent.

### **Sammenfatning**

Til tross for meget høye verdier av kobber og sink synes Visnesvatnet i de aller siste år å ha opparbeidet en fiskebestand av ørret og stingsild. Også en viss næringsdyrfauna finnes nå i vannet i motsetning til i 1985 da vannet ble betegnet som "dødt". Det vannkjemiske analyse materialet er altfor beskjedent til å trekke sikre konklusjoner, men det synes som om kobber og sinknivåene i allefall i perioder har ligget omkring 50 og 400 µg/l i de siste år. Vannkvaliteten forøvrig er relativt gunstig med forholdsvis høyt innhold av kalsium (14 µg/l), magnesium (4.2 µg/l) og organisk stoff (TOC = 5.3 mg C/l).

Nevnes bør også Nordre Visnesvatn som til tross for metallkonsentrasjoner på 130 µg Cu/l, 1490 µg Zn/l og pH 3.7 hadde masseforekomst av buksvømmere. I dette vannet finnes ikke fisk og sannsynligvis svært lite av andre organismer som kan konkurrere med eller beite på buksvømmerne.

### **4.2 Nysæterbekken, Lunner**

#### **Vassdrag og nedbørfelt**

Nysæterbekken kommer fra Nysættertjern ca 2 km øst for Grua i Lunner, Oppland. Vassdraget er lite og ved den aktuelle prøvelokalitet (Kartref. 935819) ca 0.65 km<sup>2</sup>. Bekken er forurenset fra de nedlagte sinkgruvene på Grua som tilhørte Hadelands bergverk. Det knytter seg spesiell interesse til disse forurensningene fordi sink her bare opptrer sammen med kadmium og ikke kobber.

Området er befart av NIVA ved tre anledninger og det er tatt vannprøver av bekken som fanger opp samlet avrenning fra området (Iversen og Johannessen, 1984, Iversen 1990B). I oktober 1989 ble det også samlet inn prøver av bunndyr og fisket med elektrisk fiskeapparat på samme lokalitet.

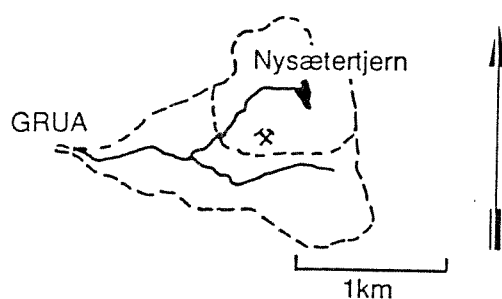


Fig. 4. Nysæterbekken med nedbørfelt.

I tabell 3 er oppført resultatene av de kjemiske analysene.

Tabell 3. Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Nysæterbekken, 1980-89.

Dato/år	pH	Kond.	TOC mg C/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
20.10.80	7.1	6.5				1.2	340	4.0
4.11.83	7.1	7.8		12		1.1	460	1.3
12.10.89	7.0	9.9	2.1	14	0.74	1.0	400	1.0
Middel	7.1	8.1	2.1	13	0.74	1.1	400	2.1

Resultatene viser at vannet er nøytralt og har relativt høy konduktivitet og innhold av kalsium og magnesium. Innhold av organisk stoff er lavt. Innholdet av sink er meget høyt og har vist stabile verdier ved de tre prøvetakinger. Kadmiuminnholdet har imidlertid avtatt mye. Det er mulig at dette skyldes analytiske forhold.

## Biologi

### Generelle forhold

I oktober 1989 ble det foretatt en innsamling av bunndyr i Nysæterbekken (3x1 min, sparkeprøve). Resultatet er fremstilt i tabell 4.

Tabell 4. Bunndyr fra Nysæterbekken, 12.10.89. Antall dyr pr. 1x3 min, bunndyrhov 250 µm.

Gruppe	Antall
Døgnfluelarver	110
Steinfluelarver	110
Vårfluelarver	70
Fjærmygglarver	170
Knott	40
Svimygg	10
Biller	10
Totalt antall dyr	520
Antall grupper	7

Resultatet viser en normal sammensetning av dyr hvor alle de vanlige grupper er representert. Antallet er ikke stort, men dette skyldes nok at bekken er liten og substratet forholdsvis lite egnet for innsamling med bunndyrhov. Bekken ga således et normalt inntrykk når det gjaldt forekomst av disse organismegrupper.

### Fisk

Under befaring av bekken i 1980 ble det observert stimer av ørekyt i en dam ved prøvetakingslokaliteten. I oktober 1989 ble det fisket en time med elektrisk fiskeapparat og resultatet var 18 ørekyt. Bekken var delvis islagt og dette vanskeliggjorde fisket.

Ørekyta var i lengder fra 4.8 - 9.5 cm og var således av flere årganger. Det er sannsynlig at en her har en stasjonær bestand av arten. Dette er vanlig i små bekker i Osломarka. Høyere opp i bekkene, ovenfor tilsiget fra gruveområdet, ble det ikke fisket, men observert en enkelt ørret. Det finnes således ørret i bekken, men om denne arten ikke ble fisket lenger ned på grunn av forurensningene er ikke mulig å si. Ørekyta's toleranse overfor metaller i forhold til andre arter som f.eks. ørret, er lite kjent.

### Sammenfatning

Bunndyr- og fiskefauna virket normalt sammensatt på en strekning med målte sinkkonsentrasjoner på fra 340 - 460 µg/l og kadmiumkonsentrasjoner fra 4(?) - 1 µg/l. Innholdet av kalsium er relativt

høyt (12-14 mg/l). Ørekyte var eneste fiskeart som ble funnet.

### **4.3 Folla, Follidal**

Folla har sitt utspring i høyfjellet sør for Dovreplatået og renner til å begynne med i nordøstlig retning gjennom Fokstumyrene, Vålåsjøen, Avsjøen og frem til Hjerkinnområdet hvor den dreier i østlig retning og renner videre gjennom Folladalen til Alvdal hvor den munner ut i Glåma. Folla er ca 108 km lang og nedbørfeltets størrelse er ca 600 km<sup>2</sup> ved Folshaugmoen (ovenfor Grimsbu, Fo7) med middelvannføring ca 9 m<sup>3</sup>/sek. Ved Alvdal (Fo10) er nedbørfeltet 2170 km<sup>2</sup> og middelvannføringen er ca 28 m<sup>3</sup>/sek.

Folla er forurenset av metaller fra de nedlagte kisgruver ved Follidal sentrum. Gruvene har vært i virksomhet i perioder helt fra midten av 1600 tallet og frem til 1968 med utvinning av kobber og sink. Da ble det igangsatt virksomhet på Hjerkin hvor det fortsatt er gruedrift med produksjon av kobber- og sinkkonsentrat samt svovelkis. Herfra er imidlertid metallforurensningene ledsaget av avgangspartikler fra flotasjon samt flotasjonskjemikalier og er derfor ikke vurdert i denne sammenheng (jfr. 3.2). De viktigste metaller når det gjelder effekter i vassdraget er kobber og sink samt litt kadmium.

Follavassdraget har vært undersøkt av NIVA med henblikk på vannkvalitet og forurensningseffekter siden 1966. Bunnfaunaen er spesielt godt undersøkt (Aanes, 1980 og 1989, Aanes og medarb. 1988, Iversen og medarb. 1990). Fiskeundersøkelser er også utført - bl.a. i 1981 og 1987 (Aanes og medarb. 1983, Aanes og medarb. 1988).

I det følgende vil forholdene bli beskrevet ved to lokaliteter nedenfor utløpet fra de nedlagte gruver i Follidal tettsted i Folla, ved Folshaugmoen (Fo7) ca 10 km nedenfor og ved Gjelten (Fo10) i Alvdal, ca 45 km nedenfor.



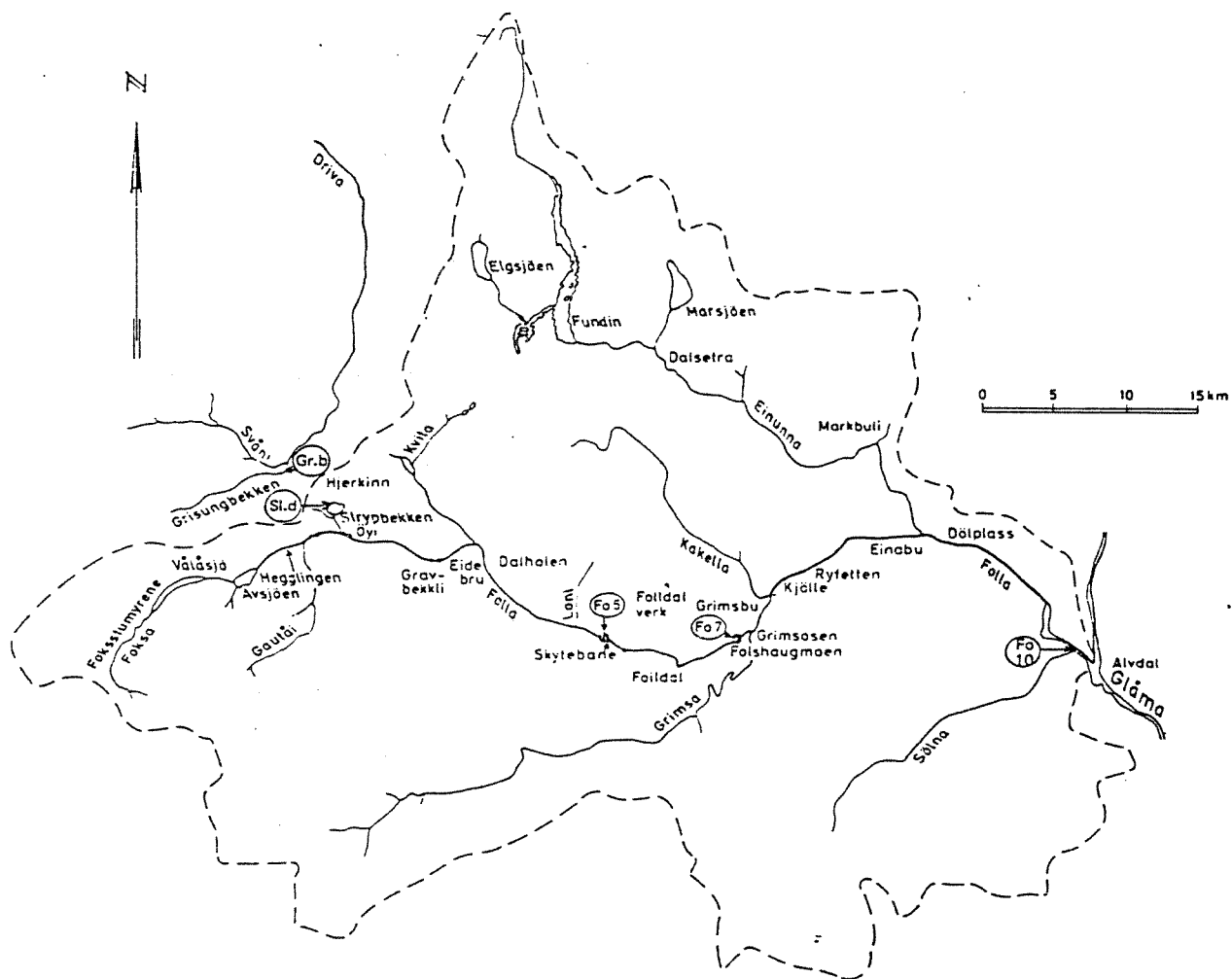


Fig. 5. Follas nedbørfelt

## Kjemi

Etter at gruvevirksomheten i Follidal ble nedlagt i 1968 ble det slutt med forurensning av avgang fra flotasjonen. Vassdraget har siden hovedsakelig vært belastet med tungmetallene kobber og sink samt noe kadmium. I tabell 5 er vist de årlige middelveidier av noen utvalgte parametre i årene 1966-1989 ved Folshaugmoen. I tabell 6 er vist de tilsvarende verdier ved Gjelten i perioden 1982-87.

Tabell 5. Fysisk/kjemiske data fra Folla ved Folshaugmoen 1966-89. Årlige middelveidier. Antall observasjoner varierer og er opptil 54 pr. år (Cu, Zn, Cd, 1989).

År	pH	KOND mS/m	TOC mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
1966	7.80	11.9		17.6		19.0	75.0	
1967	7.50	11.2		16.4		38.0	74.0	
1978	7.50	11.9		15.4		15.0	215.	
1969	7.40	16.2		20.1		38.0	57.0	
1970	7.40	17.0		22.3		12.0	42.0	
1971	7.20	15.6		24.5		34.0	71.0	
1972	7.30	19.2		29.4		33.0	83.0	
1973	7.30	18.4		26.5		36.0	36.0	
1974	7.20	16.1		23.5		45.0	101.	
1975	7.30	21.0		26.5		10.0	82.0	
1976	7.30	14.7		20.6		15.0	71.0	
1977	7.20	12.1		25.5		19.0	84.0	
1978	7.30	14.6		22.7		17.0	68.0	
1979	7.10	14.2		21.1		29.0	82.0	
1980	7.30	15.4	2.1	21.1	1.74	21.2	80.3	
1981	7.28	14.7	2.8	27.0	1.94	24.2	84.3	
1982	7.30	18.1	3.5	26.3	2.50	59.2	120.	0.37
1983	7.25	16.5	4.2	24.2	2.00	24.8	71.4	
1984	7.33	15.6	2.7	23.2	1.87	24.2	66.7	0.16
1985	7.18	15.2	3.0	22.5	1.88	71.3	128.	0.51
1986	7.29	12.0	3.0	19.8	2.19	132.0	63.6	0.60
1987	7.21	17.4	2.4	27.7	1.95	35.2	86.7	0.28
1988	7.25	17.4		24.8	2.12	58.9	121.	0.37
1989	7.27	14.1		22.9	1.92	45.5	67.6	0.19

Tabell 6. Fysisk/kjemiske data fra Folla ved Gjelten (Fo10), 1982-87. Årlige middelverdier. Antall observasjoner, N = 7. (Cu, Zn, Cd).

År	pH	KOND mS/m	TOC mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
1982	7.40	13.0	3.1	19.8	1.91	11.9	38.6
1983	7.37	10.5	3.5	15.3	1.55	14.3	36.4
1984	7.38	12.2	1.9	17.7	1.69	8.34	32.5
1985	7.24	10.9	2.8	16.4	1.70	20.0	42.5
1986	7.40	11.1	2.8	17.0	1.68	13.5	42.9
1987	7.40	10.9	2.2	15.9	1.50	10.8	37.1

Analysene viser at vannet er svakt basisk og har et relativt høyt innhold av kalsium og magnesium og middels innhold av organisk stoff. Kobberverdiene har siden 1968 svinget mellom 10 og 132 µg Cu/l som årlige middelverdier ved Folshaugmoen. Sinkverdiene har variert mellom 36 og 215 µg Zn/l. Ved Gjelten er de tilsvarende verdier 8-20 µg Cu/l og 32-43 µg Zn/l i perioden 1982-87.

Det viser seg at variasjonene gjennom året kan være meget store. I 1989 ble det tatt 54 analyser av kobber og sink samt 52 av kadmium ved Folshaugen. Verdiene for kobber varierte gjennom året fra 7.9 µg Cu/l (juni) til 170 µg Cu/l (april). Sinkverdiene varierte fra 10-170 µg/l og kadmium fra <0.1 til 0.53 µg/l. Konsentrasjonene var høyest om våren.

## Biologi

### Bunndyr

Det er som nevnt innledningsvis lagt ned mye arbeid i å studere bunndyrforholdene i Folla. I denne sammenheng er tre stasjoner særlig viktige - st. Fo 5 (Skytebanen) som ligger ovenfor gruvetilførslene i Follidal, st. Fo7 (Folshaugmoen) som ligger ca 10 km nedenfor og Fo10 (Gjelten) som ligger 45 km nedenfor gruvetilførslene. I det følgende skal forholdene fra undersøkelsene i 1987 og 1989 brukes for å illustrere forholdene. I fig. 6 er vist antall dyr på de tre stasjonene vår og høst 1987.

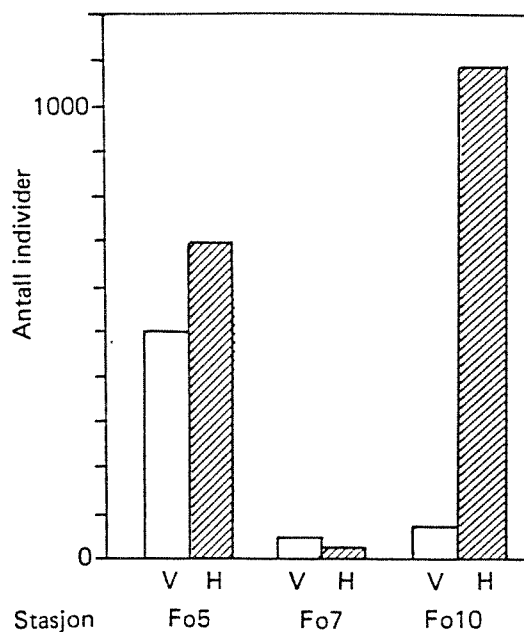


Fig. 6. Bunnfauna i Folla. Stasjonsvis fordeling av antall individer. V = vår, H = høst, 1987.

Figuren viser at dette året var et betydelig mindre antall dyr ved Fo7 enn ved Fo5 både vår og høst. Dette skyldes utvilsomt tungmetallforurensningene. På Fo10 er forholdene mer ustabile med et stort antall dyr i høstprøvene. Bunndyrtettheten ved referansestasjonen Fo5 er relativt høy med et rikt og variert sammensatt samfunn. Sammenliknes dette materialet med det på Fo10 viser det seg at flere vår-, stein- og døgnfluearter er forsvunnet ved Fo10. Derimot har andre bunndyrgrupper masseforekomst ved denne lokaliteten. Det er mulig at avrenningen fra gruveområdene kan ha påvirket bunnfaunaen på denne stasjonen. Dette kan ha sammenheng med variasjonsmønsteret i tungmetallpåvirkning med høye konsentrasjoner vinter og vår. Veiarbeid og gravearbeide i elveleiet kan også ha virket inn. Tolkningen er derfor her noe vanskelig.

I fig. 7 er gitt en oversikt over mengden av de ulike grupper på Fo5 og Fo7 i 1989.

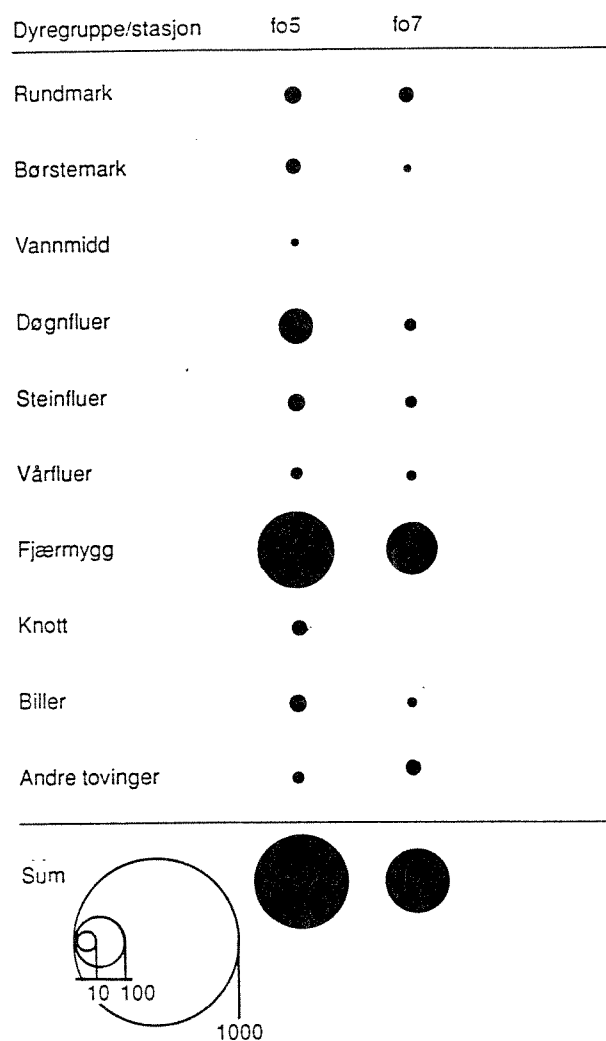


Fig. 7 Sammensetning av bunndyr fra Folla, 12.5. 1989.  
Antall dyr i hver gruppe.

Figuren viser at forskjellen i dyremengder var mindre denne gang enn i 1987. Antall dyregrupper ved Fo7 var noe redusert i forhold til Fo5. I likhet med ved Fo5 dominerte fjærmygglarvene, mens antall døgn- og steinfluer var redusert i forhold til ved stasjonen ovenfor. I tabell 7 er gitt en oversikt over hvilke arter som ble funnet av døgn-, stein- og vårfluelarver på disse stasjonene i dette materialet.

Art/stasjon	Fo5	Fo7
<b>Døgnfluer</b>		
<u>Ameletus inopinatus</u>	-	8
<u>Baetis rhodani</u>	408	48
<u>Baetis niger</u>	-	-
<u>Heptagenia dalecarlica</u>	-	-
<u>Heptagenia sp.</u>	8	-
<u>Ephemerella aurivillii</u>	40	-
<u>Ephemerella mucronata</u>	16	-
<b>Steinfluer</b>		
<u>Amphinemura sulcicollis</u>	-	-
<u>Amphinemura sp.</u>	-	-
<u>Leuctra hippopus</u>	8	-
<u>Leuctra sp.</u>	8	16
<u>Diura nanseni</u>	56	-
<u>Isoperla sp.</u>	24	32
<u>Siphonoperla burmeisteri</u>	-	-
<b>Vårfluer</b>		
<u>Rhyacophila nubila</u>	16	32
<u>Plycentropus flavomaculatus</u>	-	-
<u>Plectrocnemia conspersa</u>	-	-
<u>Arctopsyche ladogensis</u>	8	1
Trichoptera indet.	32	-

Tabell 7 Sammensetningen av døgn-, stein- og vårfluefaunaen i Folla 12.5.1989. Antall individer pr. 3 min sparkeprøve.

Blant døgnfluene dominerte Baetis rhodani, blant steinfluene var Isoperla vanligst. Vårfluene besto nesten utelukkende av Rhyacophila nubila en forurensningstolerant art. Bunnfaunaen på Fo7 er således betydelig påvirket av metallforurensningene.

Sammenfattende kan en si at bunndyrfaunaen i Folla ved Fo7 er markert påvirket ved konsentrasjoner av kobber på 46 µg Cu/l og 68 µg Zn/l i årsmiddel (1989) og variasjoner fra 10-132 µg Cu/l og 36-215 µg Zn/l gjennom året. Ved Fo10 viser et årsmiddel på 11 µg Cu/l (8-20 µg Cu/l) og 37 µg Zn/l (32-43 µg Zn/l) at det muligens (trolig) kan ha vært en effekt.

## Fisk

Fiskeforholdene har vært undersøkt flere ganger siden 1966 med henblikk på å studere forurensningsvirkninger. Det foreligger således mange observasjoner fra Fo5 og Fo7 (ovenfor og nedenfor gruveutslippene i Follidal). Fra Fo10 ved Gjelten er det bare foretatt en observasjon, nemlig i 1987.

I Folla finnes harr, ørret, steinulke, lake og ørekyte. Ørret synes å dominere i den øvre strekningen mens harr og steinulke er mest tallrik fra Øyi og nedover mot Alvdal. Ørekyte finnes spredt og i relativt lite antall. Lake har i de senere årene sannsynligvis gått tilbake og er ikke vanlig lenger. Sportsfiske foregår etter harr og ørret, vesentlig med flue og mark og fangstene kan være gode med fisk på opptil 1 kg og av og til større.

Fra Fo5 og nedover er altså harr og steinulke dominerende fiskearter. I tabell 8 er vist resultatene av elektrofiske foretatt i 1981 og 1987 på Fo5-Fo10.

Tabell 8. Resultat av elektrofiske i Folla, 25.9.1981 og 30.9.1987

Lokalitet	1981				1987			
	Tid min	Harr	Ørret	Steinulke	Tid min	Harr	Ørret	Steinulke
Fo5	20	3	2	10	20	10		4
Fo7	20	18			20			5
Fo10	20	3		4	20	1		6

Det viste seg ved dette fisket at det i 1981 var relativt store forekomster av harr (vesentlig årsyngel) ved Fo7 i 1981, mens den var borte i 1987. Steinulke ble derimot funnet i omtrent samme antall som på de øvrige stasjoner i 1987. I tabell 9 er oppført første sommers vekst (sept./okt.) hos harr fra Fo5 og Fo7. Forskjellene mellom de to stasjonene har hele tiden vært små og ikke signifikante. I perioden mellom 1969 og 1981 ser forurensningene således ikke ut til å ha virket vesentlig negativt overfor harr ved Folshaugmoen. Det forutsettes da at yngelen stort sett er stasjonær og holder seg innenfor et begrenset område nær klekkestedet første sommer. Kjemi-dataene tyder på at metallinnholdet i vassdraget var lavere i 1981 enn i 1987. I 1981

varierte verdiene for kobber mellom 13-36  $\mu\text{g Cu/l}$  (middelverdi 24  $\mu\text{g/l}$ ) og i 1987 mellom 14 og 60  $\mu\text{g Cu/l}$  (middelverdi 35  $\mu\text{g/l}$ ). Det kan indikere at det i 1987 var for høye konsentrasjoner av kobber til at harr kunne reprodusere og vokse opp på denne strekningen. Materialet er imidlertid for lite til å trekke sikre konklusjoner om dette.

Harren er en fisk som foretar lange vandringer. Dette kan ha betydning for at denne arten finnes på strekningen i sommerhalvåret om metallkonsentrasjonene er akseptable. Ørreten derimot er mer stasjonær og vil kunne rammes av høye konsentrasjoner i deler av året når harren har vandret vekk. Dette kan være en årsak til at ørreten synes å være mer fåtallig nedenfor Follidal enn ovenfor. Andre forklaringer er imidlertid også mulig.

Forholdene for fisk lenger ned i vassdraget mot Alvdal (ved Fo10) er for lite undersøkt til at en kan trekke sikre slutninger.

Tabell 9 Første sommers vekst hos harr fra Folla.  
Total lengde i mm. Antall fisk i parentes.

Lokalitet	1966	1967	1968	1969	1981
Fo5	80 (7)	70 (8)	77 (13)	78 (9)	72 (16)
Fo7		71 (9)		79 (15)	68 (18)

### Sammenfatning

Metallkonsentrasjonene i Folla nedenfor Follidal er så høye at de har markerte effekter overfor bunndyr. Årlige middelkonsentrasjoner på 20-30  $\mu\text{g Cu/l}$  synes derimot ikke å ha virket vesentlig inn på bestanden av harr. Høyere verdier enn 35  $\mu\text{g Cu/l}$  (1987) synes å ha hatt markerte effekter også på denne fiskearten, men ikke på steinulke. Ørreten er muligens berørt ved begge nivåer.



#### 4.4 Stubbsjøen og Sørsjøen, Tynset

Stubbsjøen og Sørsjøen ligger i Tunnavassdraget ved Nytrøa i Tynset kommune. Tunna, som kommer fra en rekke mindre tilløp på Kvikneskogen og Eidfjellet danner Stubbsjøen og Sørsjøen og møter straks etter elva Gløta som kommer fra fjellviddene i vest. Sammen danner de elva som videre heter Tunna ned Tunndalen til Glåma ved Tynset. Nedbørfeltet til Stubbsjøen er ca 70 km<sup>2</sup>. Stubbsjøen har et areal av 72 hektar mens Sørsjøen er på ca 21 hektar. Høyden over havet er henholdsvis 676 og 674 m for de to innsjøene. Skisse over vassdraget er gitt i fig. 8.

Stubbsjøen er mer enn 18 m dyp, men ca 80% av innsjøen er grunnere enn 2 m. Vassdraget er forurenset av metaller fra Røstvangen gruver som var i drift i tidsrommet 1910-1920. Kisen, som ble eksportert, inneholdt vesentlig kobber og litt sink og arsen. Gruveområdet ligger sørvest for Stubbsjøen og avrenningen skjer via Kuvlbekken til Tunna ca 2 km ovenfor Stubbsjøen og antagelig også via grunnen til selve Stubbsjøen.

Omkring århundreskiftet skal Stubbsjøen ifølge engelske sportsfiskere, tidligere ha vært et av Nord-Østerdalens beste røyevatn, men av forskjellige årsaker gikk utbyttet sterkt tilbake. En medvirkende faktor kan ha vært gruvedriften som visstnok skal ha ført til enkelte tilløp til fiskedød under den 10-årige driftsperioden.

Statens skogskole på Evenstad, utmarkslinjen, utarbeidet i 1972 en driftsplan for Stubbsjøen (Statens skogskole, Evenstad, 1972). Dette arbeidet innbefattet bl.a. innhenting av opplysninger, prøvefiske og undersøkelser av planter og dyr i innsjøene. I 1988-90 årene har NIVA tatt spesielle prøver fra vassdraget for å få et inntrykk av tungmetallnivået samt utført et prøvefiske i Stubbsjøen og Sørsjøen (Iversen og Arnesen, 1990).

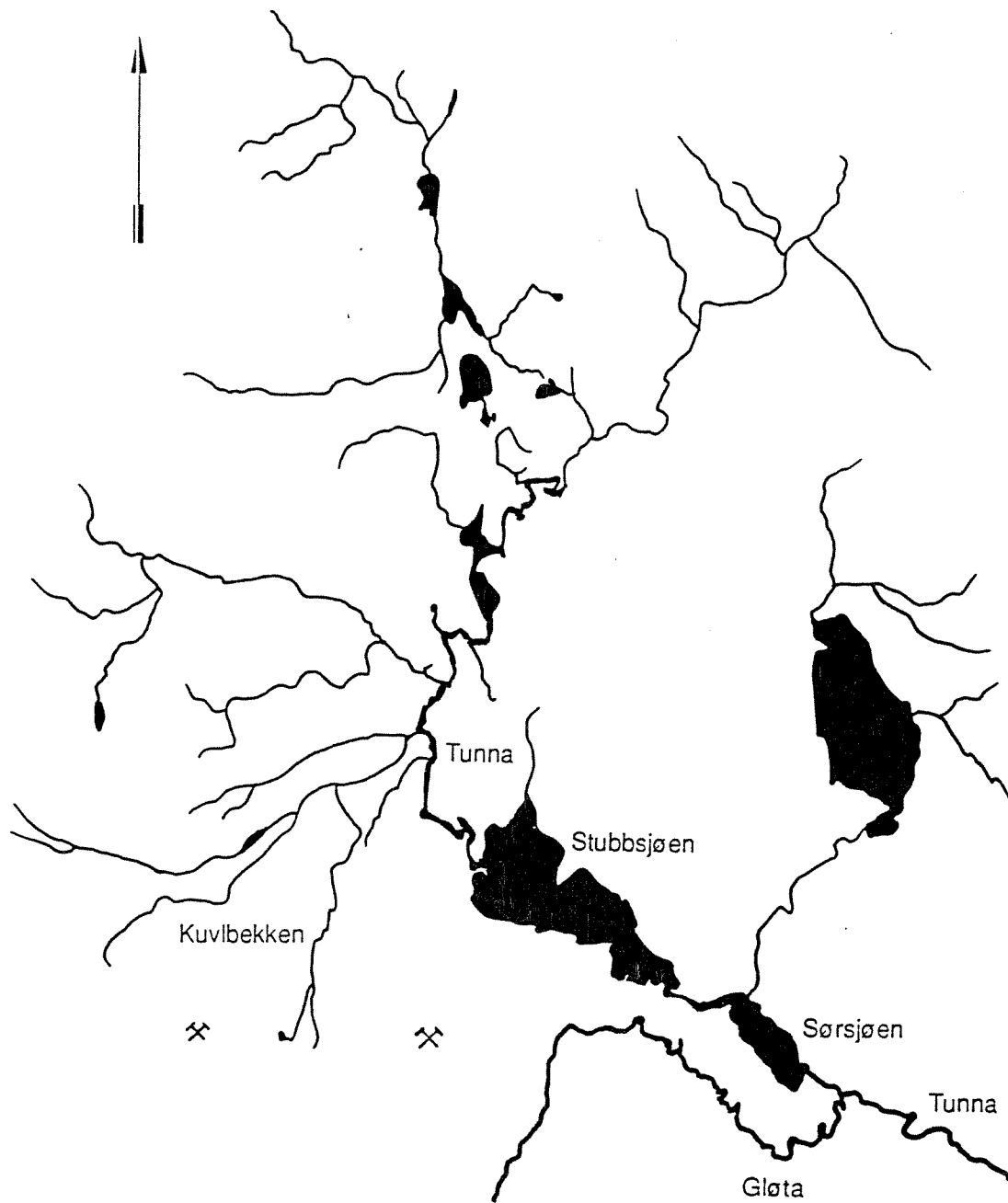


Fig. 8. Tunna-vassdraget.

## Vannkjemi

I tabell 10 er oppført fysisk/kjemiske data fra Tunna-vassdraget.

Tabell 10 Fysisk/kjemiske data fra Stubbsjøen, Sørsjøen og Tunna 1989 og 1990.

Lokalitet	Dato/år	pH	Kond.	TOC mg C/l	Ca µg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
Tunna, innløp Stubbsjøen	19.8.89	6.6	3.7		3.5	0.74	21	20	<0.1
	29.9.89						10		
	23.6.90						30	20	<0.1
	24.8.90						17	20	<0.1
	11.9.90						27		<0.1
	Middel	6.6	3.7		3.5	0.74	21	20	<0.1
Stubbsjøen, utløp	12.6.89	6.7	2.5	4.0	2.2	0.51	35	20	<0.1
	19.8.89	6.8	4.0		4.4	0.8	30	20	<0.1
	29.9.89	7.3	6.6	4.6	8.3	1.2	13		
	23.6.90	6.9	3.0	3.8	3.0		29	20	<0.1
	24.8.90						19	10	<0.1
	11.9.90						16		<0.1
Middel	6.9	4.0	4.1	4.5	0.83	24	18	<0.1	
Sørsjøen, utløp	12.6.89	6.9	3.3	3.3	3.6	0.59	15	20	<0.1
	19.8.89	6.7	3.8		4.1	0.76	19	20	<0.1
	29.9.89						11		
	23.6.90						15	20	<0.1
	24.8.90						15	10	<0.1
	11.9.90						15		0.6
Middel	6.8	3.6	3.3	3.9	0.68	15	18	0.16	
Tunna ved Fossbakken	24.8.90						5.1	10	<0.1

Resultatene viser at kobberkonsentrasjonene i Tunna ved innløpet til Stubbsjøen varierer i området 10-30 µg/l. Dette skyldes tilløp av metallholdig vann gjennom Kuvlbekken ca 2 km ovenfor utløpet av Tunna i Stubbsjøen. Sinkverdiene ligger i området 10-20 µg/l og en kan derfor se bort fra dette metallet samt kadmium i denne sammenheng.

Ved utløpet av Stubbsjøen har kobberverdiene gjennomgående øket noe, hvilket tyder på tilførsler også direkte til innsjøen. Ved utløpet av Sørsjøen ligger kobberverdiene temmelig konstant omkring 15 µg/l.

Vannet er forøvrig svakt surt, har et middels innhold av kalsium og magnesium samt organisk stoff.

Analysene representerer bare prøver fra sommerhalvåret. Dette kan bevirke at årsgjennomsnittet kan være noe forskjellig fra de her funne verdier.

Det skal nevnes at det 8. august 1972 ble tatt vannprøver i vassdraget (Statens skogskole, Evenstad, 1972). Kobberverdiene i Tunna ved innløp Stubbsjøen var da 40 µg/l og i selve Stubbsjøen 45 µg/l. Dette, og nivåene av andre parametre, tyder på at forholdene dengang ikke var særlig forskjellig fra dagens situasjon. Det er imidlertid mulig at metallverdiene kan ha avtatt noe.

## **Biologi**

### **Generelle forhold**

Det er ikke foretatt generelle biologiske undersøkelser i Stubbsjøen og Sørsjøen i 1989-90 av NIVA. I forbindelse med en driftsplan for Stubbsjøen (Statens skogskole, Evenstad, 1972) ble det imidlertid foretatt noen undersøkelser av planter og dyr i 1972. Vannanalyser fra samme tidspunkt kan tyde på at metallinnholdet var omtrent det samme eller iallefall ikke mindre dengang og resultatene kan derfor ha interesse.

Det ble i 1972 funnet vannplanter som sennegrass, flaskestarr, bukkeblad, elvesnelle, myrmaure, tjønnaksarter, storblærerot, flogras, hesterumpe og tjønngras, foruten grønnalger og rikelig med planteplankton.

Ved hjelp av bunnskraper, bunngrabb og planktonhov ble det samlet inn næringsdyr som ble preparert og senere undersøkt i laboratoriet. Adskillige fiskemager ble også undersøkt. Bl.a. ble bestemt: Teger

(særlig buksvømmere i stort antall), mygglarver og pupper i mengdevis, vårfluelarver, døgnfluer, steinfluelarver, børstemark, flimmermark, billelarver. Disse er særlig knyttet til grunt vann med vegetasjon, eventuelt mudder eller steinbunn. I tillegg til disse ble det observert rikelig med vannlopper (dafnier) og hoppekreps (copepoder) i de mer frie vannmasser. Det ble ikke funnet større krepsdyr eller småfisk i mageinnholdet.

Resultatene dengang tyder på at innsjøen hadde en relativt normalt sammensatt flora og fauna.

I august 1990 ble det også samlet inn prøver av bunndyr fra innløpet av Tunna i Stubbsjøen (ved veibru). Resultatet fremgår av tabell 11.

Tabell 11. Bunndyr fra Tunna før innløp i Stubbsjøen 24.8.1990.  
3x1 min. bunndyrhov.

Dyregruppe	Antall
Børstemark	40
Døgnfluelarver	110
Steinfluelarver	270
Vårfluelarver	80
Fjærmygglarver	260
Knott	80
Totalt	840
Antall grupper	6

Bunnfaunaen var normalt sammensatt med de vanligste gruppene representert. Antallet dyr var imidlertid forholdsvis sparsomt.

### Fisk

Det foreligger atskillelige opplysninger om fiskeforholdene i Stubbsjøen fra tidligere tider. Disse er samlet og systematisert av Statens skogskole, Evenstad (1972) og noen forhold skal refereres herfra.

Omkring århundreskiftet skal Stubbsjøen ifølge engelske sportsfiskere ha vært et av Nord-Østerdals beste fiskevann. På grunn av kanaliseringarbeider ble imidlertid vannstanden vesentlig redusert inntil den i slutten av 1940 årene stabiliserte seg på et nivå ca 70

cm under opprinnelig vannstand. Sannsynligvis har dette, sammen med forurensninger fra gruvevirksomheten, ført til at utbyttet av fisket avtok. Ørret og røye var tidligere de viktigste fiskeartene og i 1916 ble fisken oppgitt å ha en størrelse på ca 3-4 merker (750-1000 g) med enkelte eksemplarer opp til 5 merker. Fiskerisakkyndig antok dengang avkastningen til å være ca 8 kg hektar.

Da Statens skogskole, Evenstad, i 1972 gjennomført et prøvefiske i innsjøen, ble det fisket 43 fisk på 42 garnnetter hvorav 21 ørret og 22 røye. Fisken hadde vekter fra 60 til 180 g for ørret og 55-645 g for røye. Gjennomsnittlig K-faktor for ørret var 1.03 og for røye 0.96. Gjennomsnittlig alder var 3.6 år for ørret og 3.4 for røye. 9.5% av ørreten var lyserøde i kjøttet, mens 68% av røya hadde lyserød farge.

Konklusjonen på dette fisket var at bestanden i vannet var tynn. Dette ble satt i sammenheng med de høye konsentrasjoner av metaller i vannet. Dette ble antatt å være årsaken til at gyting i Tunna var opphørt (opp til Kuvlbekken). Samtidig var gytemulighetene også nedenfor vannet ødelagt - eller i det minst fall forringet - grunnet kanalisering. En antok at ørretbestanden i Stubbsjøen vesentlig ble rekruttert ved et svakt tilsig fra Sørsjøen, mens røye kunne ha visse, begrensede gytemuligheter i sjøen.

I 1989 ble det foretatt prøvefiske med Jensen-serie i Stubbsjøen og Sørsjøen. Videre er det gjort enkle observasjoner av fiskeforholdene i Tunna ovenfor Stubbsjøen.

Resultatet av prøvefisket er sammenfattet i tabell 12. Tabellen viser at fangsten i Stubbsjøen var relativt liten med 221 g/garnnatt. Fangsten besto bare av røye i størrelser fra 67-205 gram med 96 gram som middelvekt. I Sørsjøen derimot ga prøvefisket et stort antall småfallen ørret og noen få røyer. En samlet fangst på 58 fisk til en vekt av 4693 g gir et utbytte pr. garnnatt på 587 g som er ganske bra. Fisken hadde vekter på 47-190 g for ørret og 71-174 g for røye. Middelvektene var henholdsvis 78 og 114 g for ørret og røye. Røya i Stubbsjøen var ifølge otolittberegninger fra 4-8 år gamle hvilket viser dårlig vekst. I Sørsjøen varierte ørretens alder fra 3-7 år og veksten var middels god. Røya i Stubbsjøen hadde kondisjonsfaktor på 0.96 mens ørreten i Sørsjøen hadde 0.98. Dette er for Stubbsjøen det samme som ble funnet i 1972. 28% av røya i Stubbsjøen hadde hvit kjøttfarge mens de øvrige var lyserøde. I Sørsjøen var det tilsvarende tall for ørret 58%.

Tabell 12. Garnfangst i Stubbsjøen, 31.8. 1989.

Maskevidde mm	Stubbsjøen		Sørsjøen					
			Røye		Ørret		Totalt	
	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g
21	2	197	1	102	32	2302	33	2404
21	12	965	1	71	20	1567	21	1638
26	2	267	1	110	2	367	3	477
29	2	340	1	174			1	174
35								
40								
45								
52								
Totalt	1.8	1769	4	457	54	4236	58	4693
pr. garnnatt	2.3	221	0.5	57	6.8	530	7.3	587

44% av røya i Stubbsjøen hadde spist dyreplankton, men vårfluelarver og andre insektraster ble funnet i 3 fisk (17%). I Sørsjøen ble vårfluer funnet i 74% av ørretmagene, marflo i 37%, dyreplankton i 26%, snegl i 21%, muslinger i 11% og fjærmygg i 5% av magene.

En times stangfiske i Tunna mellom Tørrisvangen og innløpet i Stubbsjøen resulterte i fangst av 5 ørret og 4 ørekyte i den øvre delen ned mot Kuvlbekkens munning. Her var tildels betydelige mengder av ørekyte og endel småørret. Nedenfor Kuvlbekken ble ikke fisket hverken ørret eller ørekyt på en times fiske, men noen små stimer av sistnevnte art ble observert. I denne del av Tunna er det mange fine høler og stryk hvor en kunne forvente ørret, men her var tydeligvis lite eller intet av denne arten. Dette kan neppe skyldes annet en at metallkonsentrasjonene her er for høye i perioder. Det samme forhold ble iaktatt i 1972 (Statens skogskole, Evenstad, 1972).

### Sammenfatning

Kobberkonsentrasjonene på 21 µg Cu/l i middel (10-30 µg/l) i Tunna mellom Kuvlbekken og Stubbsjøen er åpenbart for høyt til at en her har etablert en bestand av fisk (ørret, røye og ørekyte) og gyteforholdene

er ødelagt. Bunnfaunaen er imidlertid normalt sammensatt om enn noe fattig. I Stubbsjøen hvor konsentrasjonene i middel er 24  $\mu\text{g Cu/l}$  (13-35  $\mu\text{g/l}$ ) finnes en bestand av småfallen røye av middels kvalitet og kondisjon. Ørretbestanden synes å være meget liten. Ørekyte finnes derimot i store mengder i vannet. Sannsynligvis er fiskeproduksjonen her påvirket av kobberforurensningene og ørreten mest. Rekrutteringen av fisk er redusert både for røye og ørret på grunn av forurensningene i Tunna.

Sørsjøen, som har middelkonsentrasjoner på 15  $\mu\text{g Cu/l}$  (11-19  $\mu\text{g/l}$ ) er neppe skadelig influert av tungmetallforurensningene. Her er en stor bestand av småfallen ørret samt noe røye og ørekyt og næringstilbudet er rikt og variert sammensatt (marflo, snegl, etc.).

Vassdraget har i forhold til flere andre metallforurensende vassdrag relativt lavt innhold av kalsium. Dette kan være en årsak til at kobberverdier omkring 20-30  $\mu\text{g/l}$  er for høyt for ørret. Når nedre del av Tunna synes mer påvirket enn Stubbsjøen, kan dette skyldes at en her i elva muligens har større variasjoner i metallinnhold enn i Stubbsjøen.

#### **4.5 Hitterdalsvassdraget, Røros**

Hitterdalsvassdraget har spesiell interesse fordi det tilføres avrenning fra de nedlagte kisgruvene Solskinnsgruva, Olavsgruva og Storwartz. Kisen besto bl.a. av kobber, sink, jern og kadmium hvorav kobber ble utvunnet. De to første gruvene har i dag liten betydning, mens avrenning fra tidligere virksomhet ved Storwartz gir betydelige tilførsler av tungmetaller til Djupsjøen som er den største innsjøen i vassdraget. Nedre del av vassdraget, Hitteråa, får mye tilførsler av metaller fra den nedlagte virksomheten i selve Røros by.

Hitterdalsvassdraget (fig. 9) starter ved Harjenstjern som ligger 877 m o.h. ca 15 km sydøst for Røros. Herfra renner det gjennom flere innsjøer før det renner ut i Store Hittersjø (1.06 km<sup>2</sup>). Herfra renner det videre ned i Djupsjøen (4.2 km<sup>2</sup>), Stikkilen (1.18 km<sup>2</sup>), Hittersjøen (0.5 km<sup>2</sup>) og via Hitteråa forbi Røros ned i Håelva og Glåma.

Vassdraget har en relativt stor bestand av sik, men også ørret, røye, harr, lake og ørekyt finnes. Sportsfisket er av forholdsvis beskjedent omfang på grunn av sikens dominans, men det foregår endel garnfiske til husbehov.



Det har vært foretatt spredte undersøkelser av vannkvalitet i vassdraget siden 1960-årene. I 1988-89 er det foretatt en omfattende undersøkelse av tungmetallforurensninger i Djupsjøen i forbindelse med et hovedfagsarbeide ved Universitetet i Oslo (Semb, 1991). I 1966 foretok fiskerikonsulenten for midt-Norge, Viktor Olsen og Ingvar Korsen en undersøkelse av fiskeforholdene i Djupsjøen og Store Hittersjø. I 1988-90 er det av NIVA foretatt enkle biologiske undersøkelser for å kunne gi en vurdering av effektene av metallforurensningene i vassdraget.

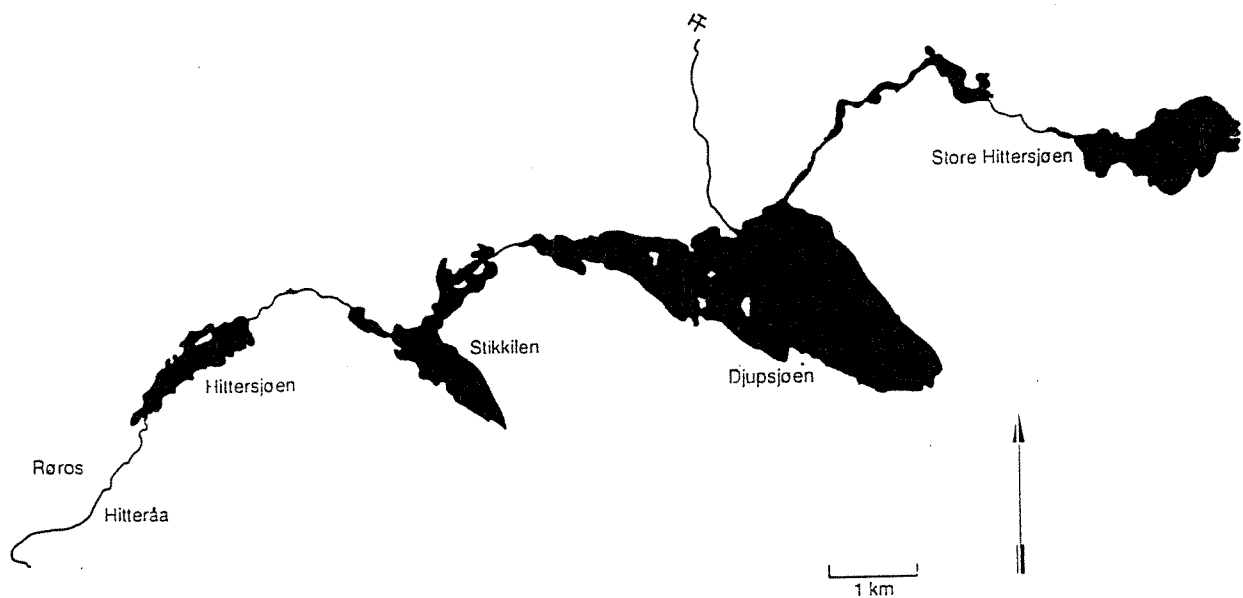


Fig. 9. Hitterdalsvassdraget ved Røros.

## Kjemi

I tabell 13 er gitt en oversikt over fysisk/kjemiske data innsamlet av NIVA fra utløpet av Djupsjøen (Iversen og Arnesen, 1990). Middelerverdiene for kobber og sink er henholdsvis 34 og 191 µg/l. Innholdet av kalsium er relativt høyt med 7.4 mg Ca/l som middelerverdi, mens organisk stoff er middels høyt (3.5 mg C/l). Variasjonene synes å ha vært relativt små, noe som er naturlig da forurensningene tilføres en større innsjø som virker utjevne. Undersøkelser foretatt av Randi Semb (Semb, 1991) viser også at det er svært jevne metallverdier over hele Djupsjøen, spesielt i sommerhalvåret. I tabell 14 er vist utviklingen nedover vassdraget for metallene kobber og sink. Resultatene viser at det er svakt avtakende verdier nedover vassdraget inntil Røros hvor det stiger noe igjen. Innløp Djupsjøen er bare betydelig eller ikke påvirket og kan betraktes som referanseområde.

Tabell 13. Fysisk/kjemiske data fra utløpet av Djupsjøen i 1971-89.

Dato	pH	Kond mS/m	TOC mg/l	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Magnesium mg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l	Kadmium µg/l
710819	7.13	8.91		12.5	9.1	2.35	22	256	
780704	6.27	6.99		14	8.2	2	55	220	0.8
840626	7.29	6.42		10	7.25	2.03	32.5	180	0.29
871111	7.36	6.24		8	7.1	2.08	28.5	200	0.2
880623	7.3	5.4	3.5	8.3	6.66	1.94	33	150	0.11
880927	7.55	5.81		8.5	6.95	1.99	29.1	160	0.3
890813	7.14	5.97			6.2	1.96	41	170	0.31
Middel- verdi	7.2	6.5	3.5		7.4	2.1	34	191	0.34

Tabell 14. Kobber- og sinkkonsentrasjonen i Hittervassdraget fra innløp Djupsjøen til Hitteråa ved Røros.

1: 23/6 1988, 2: 13/8 1989, 3: 31/8 1990.

Lokalitet	Cu µg/l			Zn µg/l		
	1	2	3	1	2	3
Innløp Djupsjøen	4.2			10		
Utløp "	33	41	26	150	170	150
" Stikkilen	24	33	17	160	120	90
" Hittersjøen	21	31	16	80	120	70
" Hitteråa v/riksvei, Røros	60	40	33	110	130	90

Verdiene for de andre parametre som f.eks. kalsium og organisk stoff (TOC) varierer svært lite i vassdraget og er derfor ikke tatt med i tabellen.

## **BIOLOGI**

### **Bunndyr**

I 1966 foretok Viktor Olsen og Ingvar Korsen undersøkelser av bunndyrfaunaen i Djupsjøen og fant at denne var meget fattig i områdene nær utløpet av gruvebekken (Prestbekken). I årene 1988-90 ble det tatt prøver av bunndyr i vassdraget av NIVA. Her skal bare refereres til en undersøkelse foretatt av Kjellberg og Bækken (under arbeid) i april 1990 hvor det ble tatt bunndyrprøver på elvestrekninger fra Hitteråa ved Kommandantvold ovenfor Djupsjøen og ned til Røros. Resultatene fremgår av fig. 10.

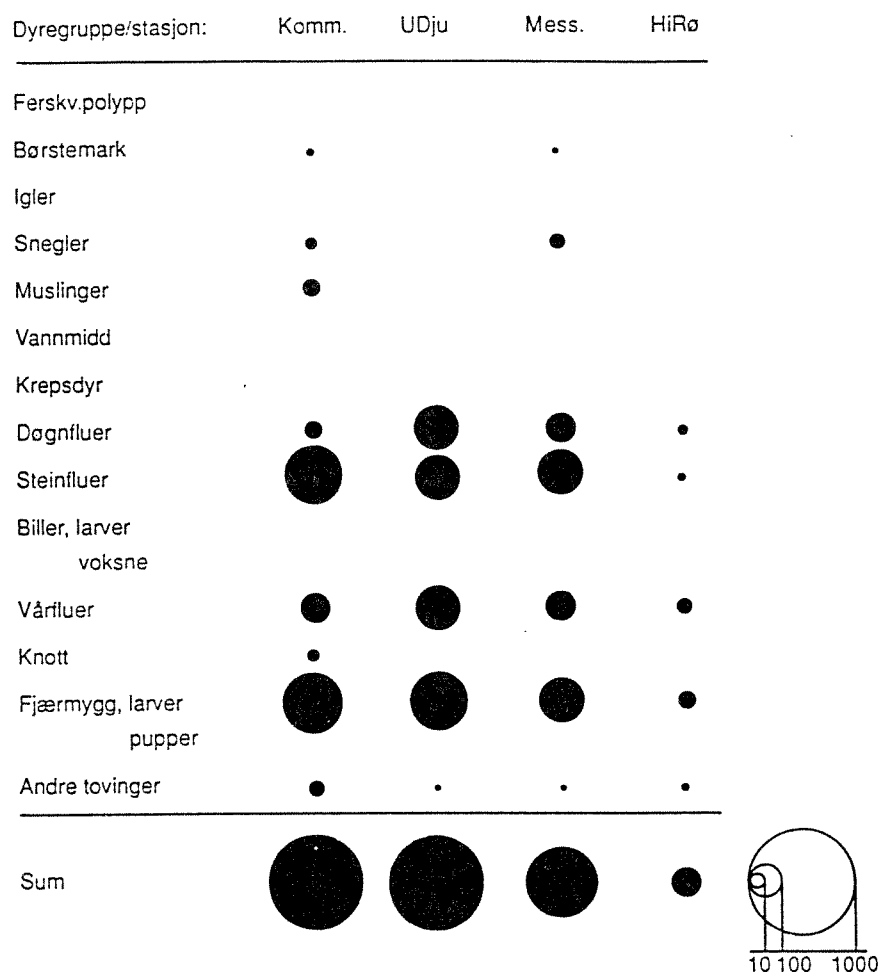


Fig. 10. Bunndyr i Hitterdalsvassdraget, 25. april 1990.  
 Komm = Kommandantvold ovenfor Djupsjøen,  
 UDju = Nedenfor Djupsjøen. Mess = Nedenfor Stikkilen.  
 HiRø = Hitterelva ved riksvei, Røros.

Resultatene viser at det i april ble funnet omtrent samme antall dyr i Hitteråa nedenfor Djupsjøen som ovenfor (ved Kommandantvold). Sistnevnte lokalitet kan betraktes som referanselokalitet idet påvirkningen av metaller fra gruveområder her er ubetydelig. Ved Messingtjern nedenfor Stikkilen var antallet noe mindre. Antall grupper var flest ved Kommandantvold med 10 mot 5 nedenfor Djupsjøen og 7 nedenfor Stikkilen. Antall arter av døgnfluer, vårfluer og steinfluer var imidlertid praktisk talt det samme ved disse tre stasjonene. Lokaliteten ved Røros skilte seg markert ut med et vesentlig mindre antall dyr og noen færre arter. De viktigste døgnflueartene var Baetis rhodani, mens steinfluefaunaen vesentlig besto av Amphinemura sulciollis, Leuctra hippopus og Isoperla sp. Steinfluearter som Dinocras cephalotes og Amphinemura borealis ble stort sett bare funnet ovenfor Djupsjøen. Av vårfluene dominerte

Polycentropus flavomaculatus nedenfor Djupsjøen og Stikkilen (utløpseffekt). Hydropsyche sp. ble fortrinnsvis funnet ovenfor Djupsjøen og ved Messingtjern.

Sammenfattende kan en si at det var relativt lik sammensetning og mengde av bunndyr i vassdraget ned til Røros. En viss effekt kan en likevel ha idet det var noe færre grupper representert nedenfor Djupsjøen (bl.a. manglet muslinger). Ved Røros var det en markert effekt med færre grupper og arter og et vesentlig mindre totalt antall dyr.

### Fisk

Fiskebestanden i vassdraget består av sik, røye, ørret, harr, lake og ørekyte (blindsild). Djupsjøen var tidligere et meget bra fiskevann hvor røye var viktigste fiskeart. Fisken forsvant i 1920-1930-årene angivelig på grunn av forgiftning i forbindelse med en periode hvor en spesiell flotasjonsmetode ble benyttet ved Storwartz gruver. Fisken kom etterhvert tilbake, og da spesielt sik. Sikbestanden i Djupsjøen regnes av lokalbefolkningen i dag for å være fin med fisk av god kvalitet. Siken gyter i selve sjøen. Røye er utsatt i de senere år og det fiskes også litt av denne arten. I Stikkilen og Hittersjøen (ved Røros) er utsatt både ørret og røye. Gjenfangster viser god vekst hos denne fisken (Røros fjellstyre v/Arne Krohn pers. oppl.). Ørret er det lite av i selve Djupsjøen, men noe mer høyere opp og lengre ned i vassdraget. Ørekyte finnes i store mengder i hele vassdraget.

I 1966 foretok Viktor Olsen og Ingvar Korsen en undersøkelse av fiskeforholdene i Djupsjøen og Store Hittersjø. Det ble fisket med prøvegarnserier i Djupsjøens vestre del. Fisket viste at Djupsjøen dengang hadde en bestand av utmerket sik som kvalitetsmessig lot til å være på sitt beste. Videre ble det påvist ørret, harr og lake. I følge opplysninger skulle det også dengang muligens være litt røye. Både harr, sik og ørret hadde god vekst. Mageinnholdet hos siken besto utelukkende av dyreplankton - vesentlig vannloppen Bosmina sp. i store mengder. Ørreten og harren hadde særlig spist vårfluelarver, mygglarver og andre vannboende og terrestriske insekter.

Store Hittersjø, som ble undersøkt samtidig, hadde dengang en bestand av sik, ørret, røye, harr og lake med siken som den dominerende art. Bestanden ble karakterisert som meget stor og sterkt overbefolket.

I 1989 ble det av NIVA foretatt prøvefiske med garnserier (Jensen serie) i Store Hittersjø, Djupsjøen, Stikkilen og Hittersjøen. Videre ble det fisket med elektrisk fiskeapparat i Hitterelva ved

Kommandantvold ovenfor Djupsjøen, nedenfor Djupsjøen, Stikkilen og ved Røros. Resultatene av garnfisket fremgår av tabell 15.

Tabell 15. Garnfiske i Store Hittersjø, Djupsjøen, Stikkilen og Hittersjøen. "Jensen"-serie. \* 2 garnserier i Djupsjøen, - forøvrig 1 serie.

Lokalitet	Antall					Vekt g	
	Sik	Ørret	Røye	Harr	Lake	Totalt	Pr. garnnatt
Store Hittersjø	15	1		4	3	6480	810
Djupsjøen*	40	1	2	1		5575	348
Stikkilen	2	1	2			696	87
Hittersjøen	3	4			2	1569	196

I Djupsjøen ga prøvofisket tilsammen 40 sik, 2 røyer, 1 harr og 1 ørret med en samlet vekt av 5575 gram på to garnserier. Dette tilsvarer en fangst pr. garnnatt på 2.75 fisk med vekt 348 gram, hvilket må betegnes som middels bra på denne type garnserie. Siken hadde en middelvekt på 115 gram med variasjoner fra 48-300 gram. Røyene veide 128 og 266 gram og ørreten 258 gram. Fiskens mageinnhold besto vesentlig av dyreplankton hvor Bosmina dominerte fullstendig som i 1966.

I Store Hittersjø ble fisket 15 sik, 4 harr, 1 ørret og 3 laker på en garnserie. Den samlede vekt var 6480 gram hvorav lakene utgjorde 2610 gram. Fangsten av laksefiskene sik, harr, ørret og røye utgjorde dermed 3870 gram, dvs. 484 gram pr. garnnatt. Fangsten var således noe større enn i Djupsjøen og det var noe mindre dominans av sik. Også her besto sikens ernæring for størstedelen av dyreplankton, men diverse insekter var her mer representert.

I Stikkilen ble bare fisket 2 sik, 2 røyer og 1 ørret til en samlet vekt av 696 gram. Dette gir en fangst pr. garnnatt på bare 87 gram hvilket er meget lite.

I Hittersjøen ble fisket 3 sik, 4 ørret og 2 laker med en samlet vekt av 1569 gram. Fratrukket fangsten av lake gir dette en fangst av laksefisk pr. garnnatt på 140 gram. Også dette er en liten fangst. Siken hadde her spist dyreplankton, mens ørreten hadde spist insekter og ørekyt. Laken hadde spist ørekyt.

Elektrofisket viste at elvestrekningene hadde bestander av ørekyte,

ørret og lake (tabell 16). Nedenfor Røros ble også fisket sik og steinulke.

Tabell 16. Elektrofiske i Hitteråa. Antall fisk pr. 20 min.

Lokalitet	Ørret	Sik	Ørekyte	Steinulke	Lake
Ovenfor Djupsjøen	3		3		1
Nedenfor Djupsjøen			7		
Nedenfor Stikkilen	6				
Nedenfor Røros		1	4	7	

Sammenfattende kan en si at Hitterdalsvassdraget fra Djupsjøen og ned til Røros har en tilsynelatende normalt sammensatt fiskebestand med sik og ørekyt som dominerende arter. I Djupsjøen med de høyeste metallkonsentrasjonene består fiskebestanden vesentlig av sik. Det er mulig at en her kan ha en effekt på bunnfaunaen som favoriserer en planktonspisende fisk som sik i forhold til ørret. I vassdraget forøvrig synes ørreten å ha en mer fremtredende plass.

### Sammenfatning

Konsentrasjonsnivåer på omkring 30 µg Cu/l og 190 µg Zn/l (Djupsjøen) og nedover mot omkring 25 µg Cu/l og 100 µg Zn/l (Hittersjøen) synes ikke å være for høyt til at relativt normale forhold for fisk og fauna kan opprettholdes i vassdraget. Det kan være en effekt i Djupsjøen som favoriserer sik fremfor ørret og muligens røye på grunn av effekter på bunnfauna i denne innsjøen. Nedenfor Røros er bunnfaunaen merkbart påvirket i perioder. Her er kobberkonsentrasjonene noe høyere (30-60 µg/l) enn i vassdraget ovenfor.

### 4.6 Gaula

Gaulavassdraget har et totalt nedbørfelt på 3653 km<sup>2</sup> og er Midt-Norges største vassdrag regnet etter nedbørfelt. Nedbørfeltet ligger hovedsakelig i kommunene Melhus, Midtre Gauldal og Holtålen. Elva har en årlig middelvannføring på ca 5.7, 16 og 78 m<sup>3</sup>/sek ved henholdsvis Killingdal, Eggafossen og Støren. Fra kildene i området Grønlivda i Holtålen renner elva ca 150 km til utløpet av Gaulaosen ved Trondheimsfjorden. På denne strekningen faller elva 800-900 m.

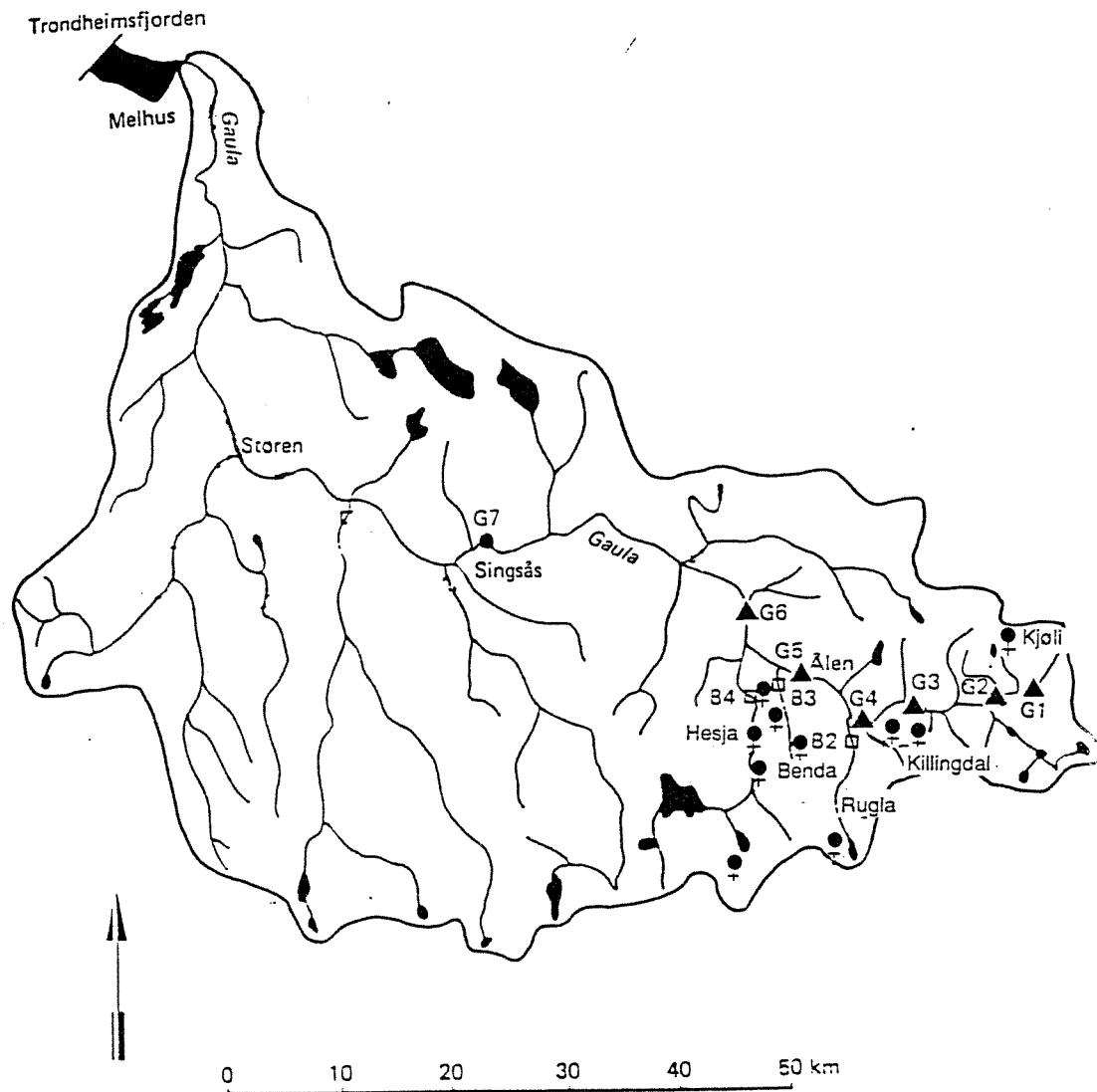


Fig. 11. Gaulavassdraget



Gaula er en av Norges beste lakseelver og rangerer som nr. 2 til 4 på fangststatistikken og det fiske årlig 15-20 tonn laks og sjøaure (off. stat.), men brukerundersøkelser tyder på at tallet er nærmere 50 tonn.

I årene 1986/87 ble det utført en større resipientundersøkelse av vassdraget. Det vesentligste av opplysningene i det følgende er hentet fra sluttrapporten fra denne undersøkelsen (Traaen m.fl., 1988).

Øvre del av Gaula får betydelige tilførsler av tungmetaller fra nedlagte kobber-, sink og svovelkisgruver.

På figur 11 er vist en skisse av Gaulas nedbørfelt med avmerking av gruvene. De to viktigste gruvene som dominerer forurensningsbildet i øvre Gaula er Kjøli og Killingdal gruver. Ved disse gruvene har det vært virksomhet fra henholdsvis 1766 og 1674 og de ble begge nedlagt i 1968 (Iversen og Johannessen, 1984). Det er imidlertid andre gamle nedlagte gruver i området som bevirker at endel av sideelvene som f.eks. Rugla, Benda og Hesja også er metallpåvirket. Gruveavrenningen kommer hovedsakelig fra bergvelter. Det har vært gjennomført og vil bli foretatt, ytterligere tiltak for å redusere forurensningene fra gruver i området.

## **Kjemi**

Det er også tidligere utført fysisk/kjemiske analyser av vann fra Gaula. Først i 1986-87 ble det imidlertid gjennomført biologiske undersøkelser i et slikt omfang at dette kunne relateres til vannkjemiske data. For Gaula vil derfor bare kjemiske data fra 1986-87 bli drøftet nærmere. Det er også liten grunn til å tro at det har skjedd vesentlige endringer i kjemiske forhold de nærmest foregående år.

I tabell 17 er vist tungmetallverdier og andre kjemiske data for seks utvalgte lokaliteter i øvre Gaula samt bielver i 1986 og 87.

Tabell 17. Kjemiske analyser i Gaulavassdraget 1986 og 1987. Årlige  
middelverdier av månedlige prøver.

1986

Stasjon		pH	TOC mg/l C	Ca mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
G01 Oppst. Storbk. Kjølvi	Middel	7.3	2.6	4.6	4.1	<11	<0.1
	Antall	17	9	10	17	17	10
G2 Gruvbk. Killingdal	Middel	6.5	2.1	4.1	159	<13	<0.1
	Antall	16	5	10	18	18	11
G4 Reitan	Middel	6.9	3.1	4.4	65	70	0.5
	Antall	17	9	11	19	19	12
G5 Ålen	Middel	7.1	3.5	4.6	44	121	0.3
	Antall	17	9	11	18	19	12
G6 Eggafossen nedstr.	Middel	7.1	3.9	4.0	27	73	0.2
	Antall	17	9	11	19	19	12
G7 Singsås	Middel	6.9	5.0	3.0	13	36	0.2
	Antall	9	9	10	11	11	11

1987

Stasjon		pH	TOC mg/l C	Ca mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
G01 Oppst. Storbk. Kjølvi	Middel	7.0	3.1	3.0	2.8	<13	<0.1
	Antall	16	12	14	16	16	14
G2 Gruvbk. Killingdal	Middel	5.8	2.2	2.6	149	<13	<0.1
	Antall	16	13	14	16	16	14
G4 Reitan	Middel	6.8	2.6	3.2	57	132	<0.4
	Antall	21	16	17	27	27	17
G5 Ålen	Middel	6.9	3.0	4.1	48	105	<0.3
	Antall	21	16	17	28	28	17
G6 Eggafossen nedstr.	Middel	6.9	3.3	3.1	24	58	<0.2
	Antall	21	16	17	21	21	17
G7 Singsås	Middel	6.9	3.9	2.8	12	34	<0.1
	Antall	16	16	16	15	16	6

## Biologi

### Begroing

I fig. 12 er vist artsantall av blågrønnalger og grønnalger i Gaula.

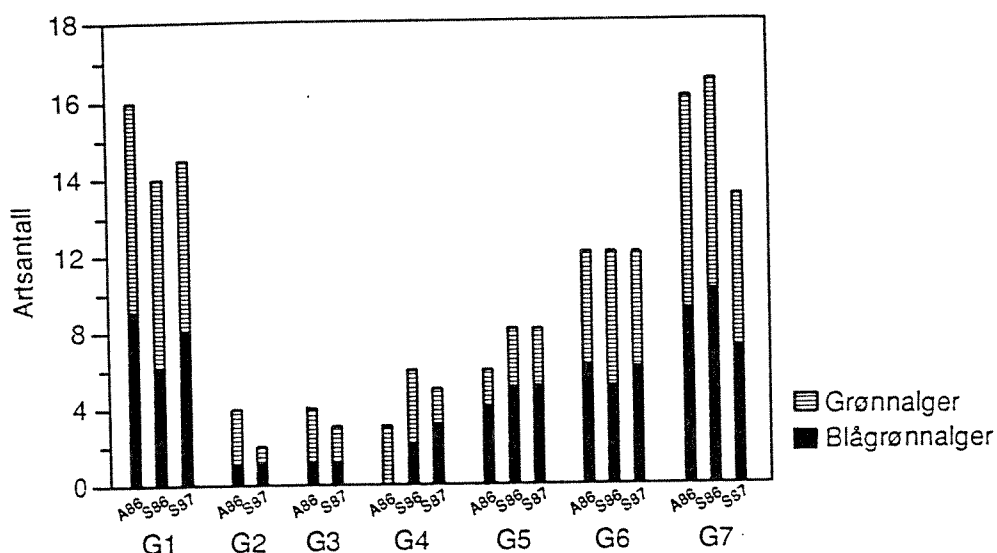


Fig. 12. Artsmangfold av blågrønnalger og grønnalger i begroings-samfunnet. Gaula (st. G1-G7), august (A) og september (S) 1986 og 1987.

Nedenfor Storbekken reduseres artsmangfoldet til under en fjerdedel av referanseverdien (G1). Helt tilbake til sitt opprinnelige nivå når dette ikke før ved Singsås (G7) hvor middelverdiene for kobber og sink er henholdsvis ca 13 og 35  $\mu\text{g/l}$ . Det ser altså ut til at det naturlige artsmangfold opprettholdes når kobberverdien - som her antas å ha størst betydning - er under ca 15  $\mu\text{g Cu/l}$ . En gradvis reduksjon skjer opp til omlag 60  $\mu\text{g Cu/l}$  hvor et visst lavmål er nådd.

Av viktige arter kan nevnes at kiselalgen Didymosphenia geminata syntes å være særlig ømfintlig. Grønnalgen Ulothrix zonata og blågrønnalgen Chamaesiphon fuscus var tydeligvis tolerante overfor høye metallkonsentrasjoner.

### Bunndyr

Fig. 13 viser bunndyrenes sammensetning og mengde på stasjonene i Gaula som gjennomsnitt av tre innsamlinger (Sparkemetoden - 5 min.). Middelverdiene av kobberkonsentrasjonene for 1987 er også plottet inn.

Områder med fiskebestand er også antydnet på figuren.

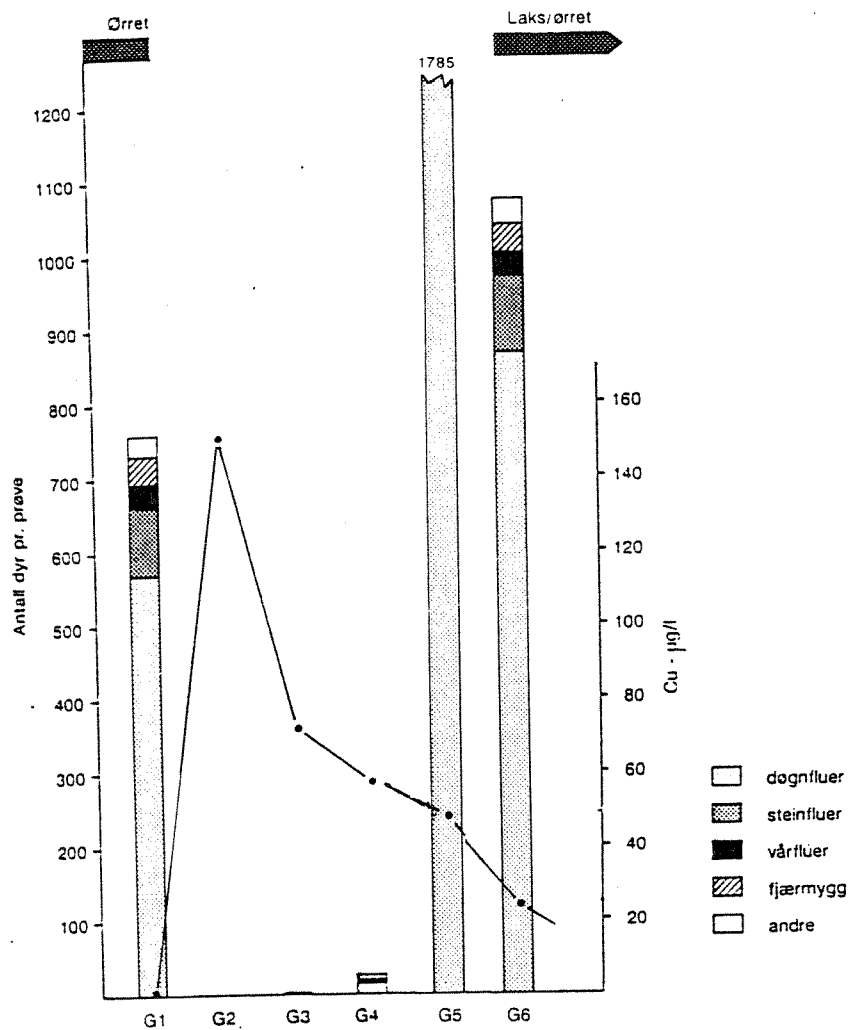


Fig. 13. Bunndyrmengder og faunasammensetning i Gaula i 1986 og 1987.  
●—● kobber, middelverdier 1987.

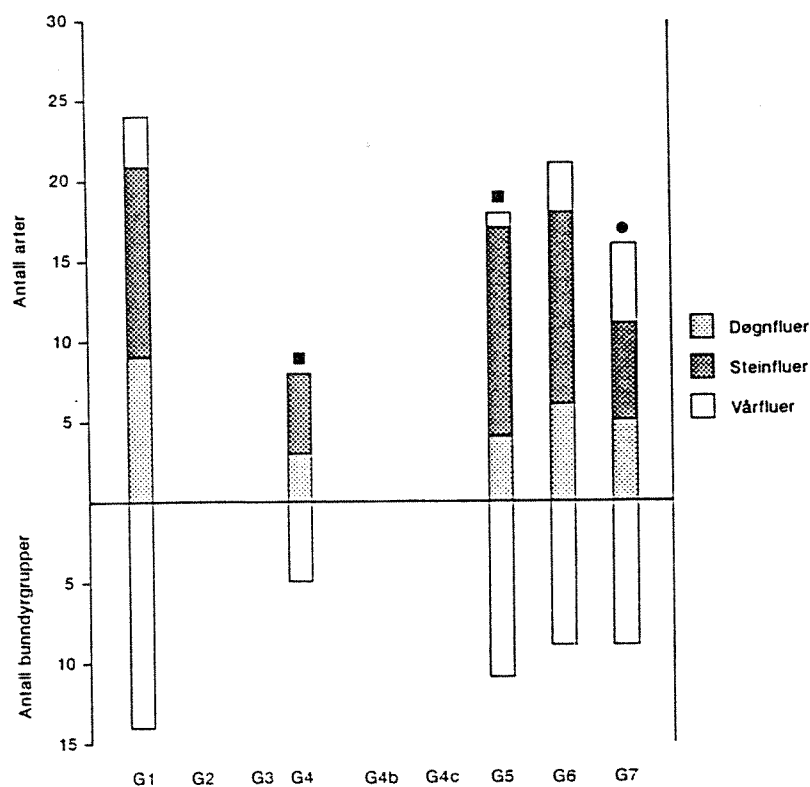


Fig. 14. Antall bunndyrgrupper og antall arter innen døgnfluer, steinfluer og vårfluer i sparkeprøver fra Gaula.

På fig. 14 er vist antall grupper og arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i Gaula.

Resultatene viser at Gaula er praktisk talt "død" når det gjelder bunndyr fra Storbekkenes munning til forbi G4 (ca 17 km). Herfra og nedover foregår en gradvis reetablering av faunaen. Ved G5 er kobberkonsentrasjonen sunket til omlag 50  $\mu\text{g Cu/l}$  (Zn = 111, Cd = 0.3  $\mu\text{g/l}$ ). Her ble det funnet et stort antall dyr, men bare en døgnflueart, nemlig Baetis rhodani. Denne arten dominerte her hele bunndyrsamfunnet med en andel på 93%. Ved Eggafossen, hvor kobberkonsentrasjonen var ca 25  $\mu\text{g Cu/l}$ , var artssammensetningen tilnærmet normal. Her var bl.a. døgnfluearter som Ameletus inopinatus, Ephemereilla aurivilli og Heptagenia dalecarlica tallrikt representert. Også vårfluearter som Rhyacophila nubila og Polycentropus flavomaculatus var svært fåtallig på st. G4-G5 og kom først inn i noe antall fra st. G6. Resultatene indikerte også at de fleste

steinflueartene er mer tolerante overfor forurensninger av kobber og sink enn døgnfluer. Antall steinfluearter økte fra 5 på st. G4 til 12 på st. G5. St. G5 hadde en artssammensetning og mengde av steinfluer som ikke skilte seg ut fra stasjonene nedenfor.

Sideelvene Rugla, Benda og Hesja med middelkonsentrasjoner på henholdsvis 13, 8 og 5  $\mu\text{g Cu/l}$  hadde tilsynelatende normale forekomster av bunndyr.

## Fisk

Undersøkelser av tetthet og utbredelse av fisk ble undersøkt med elektrisk fiskeapparat. I fig. 15 er vist en oversikt over utbyttet av elfiske på forskjellige stasjoner. Det fremgår at det ikke ble fanget fisk på strekningen nedenfor Storbekkenes innmunning og ned til Eggafossen. Ovenfor ved G1 var det en relativt lav tetthet av innlandsørret (6 ind. pr. 100  $\text{m}^2$ ). Ved G6 var det en forholdsvis lav tetthet av ørret, og laks ble såvidt påvist. Produksjonen av laks antas å være redusert ned mot G7, Singsås.

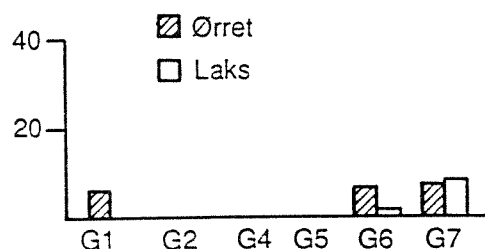


Fig. 15. Estimerte tettheter av laks og ørret på utvalgte stasjoner i Gaula basert på el-fiske i september/oktober 1986.

Det ble utført forsøk med ørret (<15 cm) utsatt i bur på strekningen fra nedstrøms Gruvbekken (G3) og ned til Eggafossen. Disse viste at ellevannet var sterkt giftig for yngel av ørret fra Storbekkenes munning og ned til samløpet med Rugla i Ålen. Herfra, forbi Ålen sentrum og ned til samløpet med Hesja ser det ut til å være en overgangssone hvor vannet er giftig periodevis i større og mindre grad. Nedenfor samløpet med Hesja ble ikke påvist effekter (fig. 16).

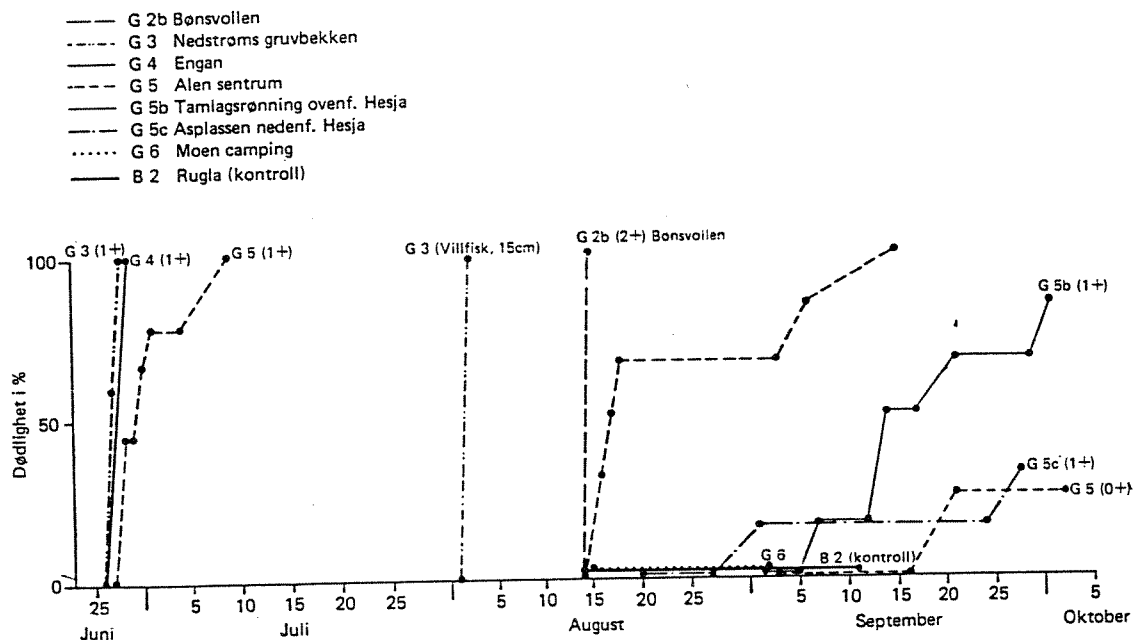


Fig. 16. Dødelighet av ørret i burforsøk, Gaular 1987.

Forsøk med vann fra Storbekken fortynnet med laboratorievann (Maridalsvatn) ga 4 d- $LC_{50}$  verdier (den konsentrasjon som dreper 50% av fisken i løpet av 4 døgn) på omkring 50  $\mu\text{g Cu/l}$  for yngel av laks. Ved denne konsentrasjon av kobber var det bare ca 2  $\mu\text{g Zn/l}$ . I fortynninger med vann fra Grubbekken, som også inneholder høye konsentrasjoner av sink, var 4d- $LC_{50}$  også tilnærmet 50  $\mu\text{g Cu/l}$ . Her var da sinkkonsentrasjonen ca 250  $\mu\text{g/l}$ . Dette tyder på at kobber var det element som var mest avgjørende for giftvirkningen.

Etter dette ser det ut som om ørretbestanden ikke er vesentlig negativt berørt ved middelkonsentrasjoner på omlag 25  $\mu\text{g Cu/l}$ . Laks er muligens mer ømtåelig slik at en bør under 20  $\mu\text{g Cu/l}$  for å unngå skader. Sink har her sannsynligvis mindre betydning, men ligger i Gaular på omlag 60-70  $\mu\text{g/l}$  ved de forannevnte verdier for kobber.

## Sammenfatning

I tabell 18 er oppført konsentrasjoner av metaller på lokaliteter med de høyeste metallkonsentrasjoner hvor det ikke er observert vesentlige negative påvirkninger av de ulike organismegrupper. Sannsynligvis er kobber det "begrensende" metall, dvs. det som befinner seg nær "skadegrensene" ved de angitte konsentrasjoner. Det er ikke belegg for å anta at det foreligger noen synergisme ved de metallkonsentrasjoner det her gjelder.

Tabell 18. Metallkonsentrasjoner på lokaliteter i Gaula hvor negative virkninger på biologiske forhold ikke er påvist. Årlige middelerverdier (1987), µg/l.

	Lokalitet	Kobber	Sink	Kadmium
Begroing	Singsås	12	34	<0.1
Bunndyr	Eggafossen	24	58	<0.2
Ørret	Eggafossen	24	58	<0.2
Laks*	Singsås	12	34	<0.1

Det er usikkert om laksen er negativt påvirket ved Eggafossen. En kunne her kanskje ha ventet en større bestand av laksunger, men dette kan også ha sammenheng med andre forhold enn høye metallkonsentrasjoner. Det kan imidlertid være en forskjell i toleranse mellom laks og ørret når det gjelder metallpåvirkninger som gir seg utslag. I alle fall kan det se ut som om grensen for påvirkning av fiskebestanden i Gaula ligger nær 20 µg/l.

### 4.7 Orklavassdraget

Orkla har sitt utspring ved store Orkelsjøen i Oppdal (fig. 17) og munner ut i Orkangerfjorden, en fjordarm til Trondheimsfjorden. I sitt løp går den gjennom kommunene Tynset i Hedmark, og Rennebu, Meldal og Orkdal i Sør-Trøndelag. Den er 170 km lang og har et nedbørfelt på ca 2700 km<sup>2</sup>. Ved Nåvårdal (Rennebu) er midlere vannføring 15.4 m<sup>3</sup>/sek, ved Bjørset (Meldal) 50.1 m<sup>3</sup>/sek. Vassdraget er sterkt regulert i løpet av de siste 10 år - noe som påvirker vannføringene i sterk grad.

Orkla er en av Norges beste lakseelver og rangerte i 1987 som nr. 3 med et oppfisket kvantum på 27664 kg hvorav 795 kg var sjørøret. Utbyttet har vist sterk stigning siden begynnelsen av 1950 årene i



følge Norges offisielle statistikk.

Vannkvalitet og biologiske forhold i Orkla har vært overvåket siden 1980 av NIVA etter oppdrag av Statens forurensningstilsyn. Det meste av de resultater som presenteres i det følgende skrives fra årsrapportene herfra. I disse rapportene, bl.a. den siste (Grande og Romstad, 1989), foreligger litteraturoversikter over viktige arbeider som vedrører vassdraget.

Orkla får metalltilførsler fra flere nedlagte gruver. I Kvikne ligger såvidt en av Norges eldste pyritgruver, Kvikne kobberverk, som ble åpnet i 1631 og nedlagt i 1912. Den har avløp gjennom Storbekken til Ya og forårsaker høye kobberkonsentrasjoner (ikke sink) i Ya og Orkla i Kvikne.

Undal verk (1650-1971) som ligger i Berkåk forårsaker metallforurensning i Skauma, men resulterer ikke i merkbar økning i Orkla.

De største tilførselene av metaller til Orkla skjer fra Løkken gruber i Meldal. Gruvevirksomheten kom her i gang i 1654 og en viss virksomhet var i gang helt frem til 1988. Produksjonen besto her i de senere år av kobber- og sinkkonsentrat. Avrenningen fra området skjer til Raubekken som munnar ut i Orkla ved Svorkmo. Etter reguleringen av Orkla ble Raubekken ført inn på kraftverkstunnellen til Svorkmo kraftverk i 1983. Når kraftverket ikke kjøres renner Raubekken i sitt gamle leie. Avrenninger fra gruveområdet i Løkken inneholder høye konsentrasjoner av kobber, sink og kadmium.

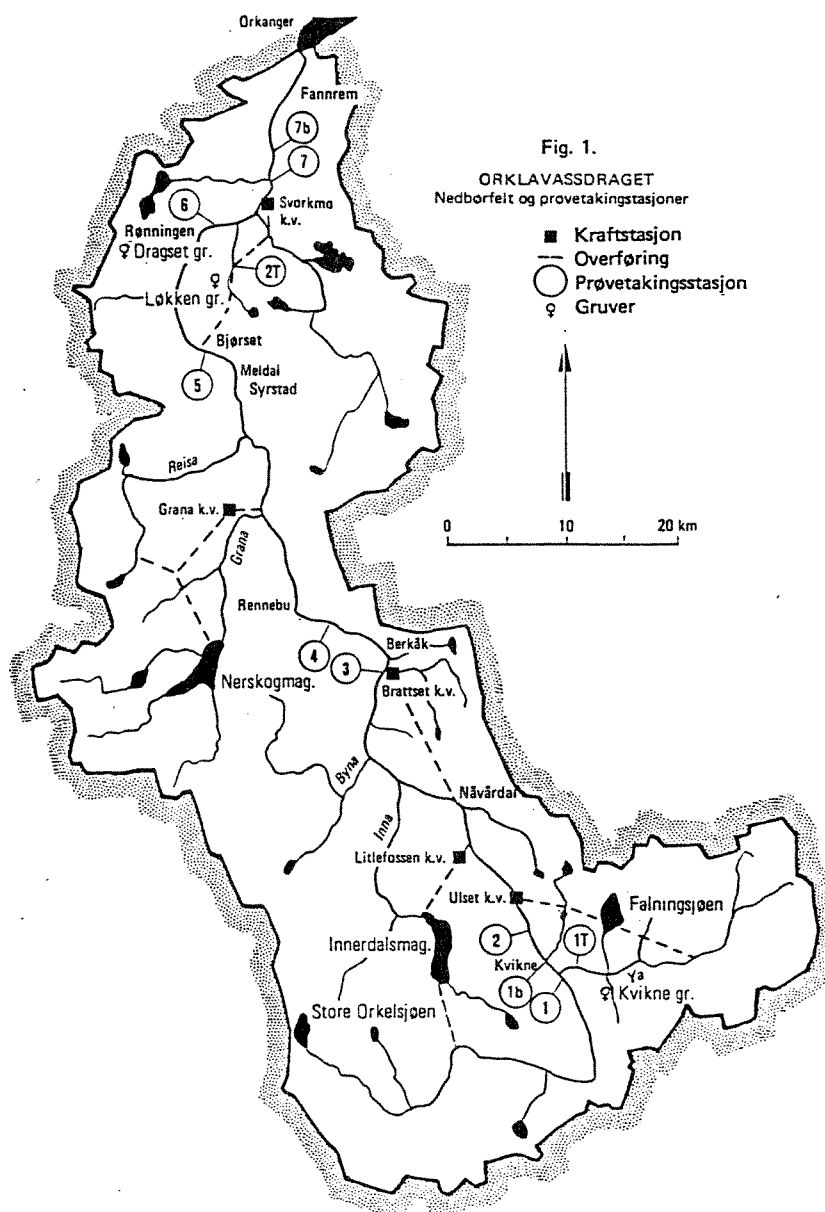


Fig. 17. Orklavassdraget

## Ya

Ya kommer fra fjellområdene øst for Kvikne, har et nedbørfelt på 302 km<sup>2</sup> og en totallengde på ca 32 km. Middelvannføringen ved utløpet i Orkla er ca 5.3 m<sup>3</sup>/sek. Vassdraget ble imidlertid regulert i 1984 ved at en stor del av vassdraget ble overført til kraftverkstunnell for Storeng kraftverk ved Orkla. Dette medførte en reduksjon i vannføring i Ya ved utløpet i Orkla på ca 77%. Ya er forurenset fra de gamle Kvikne kobbergruver gjennom Storbekken (ca 5 km ovenfor munningen i Orkla). To forhold er her av særlig interesse; 1 - kobber er det eneste metall av betydning og 2 - elva fikk minsket vannføring og dermed høyere metallkonsentrasjoner fra 1984.

Fiskeforholdene i Ya ble undersøkt i 1972 (Johnsen, 1973). Han konkluderte med at Ya da var "full av småfisk" nedenfor Storbekkens munning. I forbindelse med overvåkingen av Orkla i Statlig program for forurensningsovervåking er det av NIVA foretatt fysisk/kjemiske og biologiske undersøkelser i Ya ved Yset i årene 1977-1989 (Grande og Romstad, 1990). Det er fortrinnsvis disse undersøkelser som er grunnlaget for de resultater som presenteres i det følgende.

## **Kjemi**

I tabell 19 er vist kjemiske data for Ya ved Yset i årene 1981 (før regulering) og i 1988. Fig. 18 viser utviklingen i kobberverdiene i samme periode.

Tabell 19. Kjemiske analyser i Ya 1981 (N = 11) og 1988 (N = 12). Middelerverdier av månedlige prøver.

Periode	pH	TOC mg C/L	Permtall mg O/l	Ca mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
1981	7.4		1.7	8.8	22	12	0.30
1988	7.2	2.6		7.0	75	15	0.05

Resultatene viser at vannet er svakt alkalisk, har et relativt høyt innhold av kalsium og lavt innhold av organisk stoff. Disse parametrene har endret seg lite i løpet av 10-års perioden. Middelerverdien for kobber derimot har økt sterkt og var i 1988 nesten fire ganger så høy som i 1978. Variasjonene i de årlige middelerverdier er imidlertid ganske store (1983-89 henholdsvis 19, 40, 52, 62, 58, 75 og 54 µg Cu/l) med et middel på 60 µg Cu/l i årene 1985-89. Hverken

sink eller kadmium forekommer i konsentrasjoner av betydning. At kadmiumverdien har avtatt så mye skyldes analysemetodiske forhold som bl.a. senket deteksjonsgrense.

Fig. 18 viser store svingninger i kobberinnholdet med topper opp i 130  $\mu\text{g/l}$ . Disse høye verdiene blir målt spesielt i vinterhalvåret.

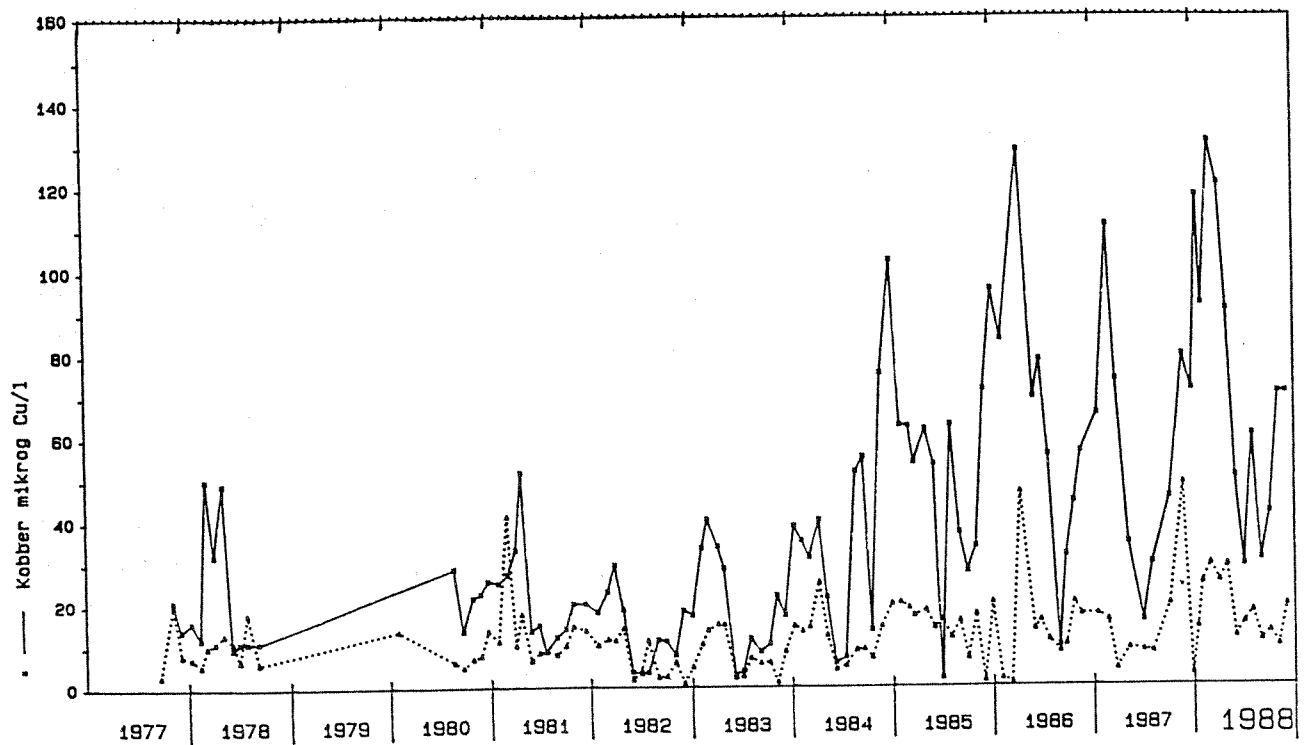


Fig. 18. Kobberkonsentrasjoner i Ya og Orkla ved Stai 1977-88.  
Stai prikket, Ya heltrukket linje.

## Biologi

### Begroing

Før reguleringen trådte i kraft ble det foretatt begroingsundersøkelser i Ya før munningen i Orkla (ved Yset) ved årlige befaringer fra 1980-84. I denne perioden var begroingen tydelig påvirket i forhold til en stasjon i Orkla ovenfor samløp med Ya som kan tjene som en referanselokalitet. Fra 1980 kan f.eks. nevnes at elva ble karakterisert som "nærmest død" - med bare et brunlig belegg på steinene som besto av forskjellige kiselalger med Synedra rumpens som dominerende art. Det har ikke skjedd noen helt klare og vesentlige endringer i samfunnene selv etter reguleringen i 1984 hvor kobberverdiene økte sterkt. Endel arter som indikerer metallforurensning preger kanskje bildet noe sterkere, som f.eks. Chamaesiphon sp. (cf. fuscus), Mougeotia sp. (5-12  $\mu$ ), Ulothrix cf. subtilis og Blindia acuta. En kiselalgeart som Achnantes minutissima ser på den annen side ut til å ha forsvunnet etter reguleringen. Totalt sett har artsantallet økt gjennom årene, hvilket er motsatt av hva en kunne forvente ut fra forurensningsbelastningen. Dette kan imidlertid også skyldes selve reguleringseffekten (andre vannføringsforhold) og metodiske forhold (bl.a. større artskunnskap).

I fig. 19 er vist forekomst av de viktigste begroingselementer i 1981 og 1988. Til sammenlikning er vist tilsvarende fra en noenlunde lik lokalitet i Orkla ovenfor munningen av Ya. Figuren viser at begroingen var fattig såvel i 1981 som i 1988 i forhold til den nærliggende stasjon i Orkla.

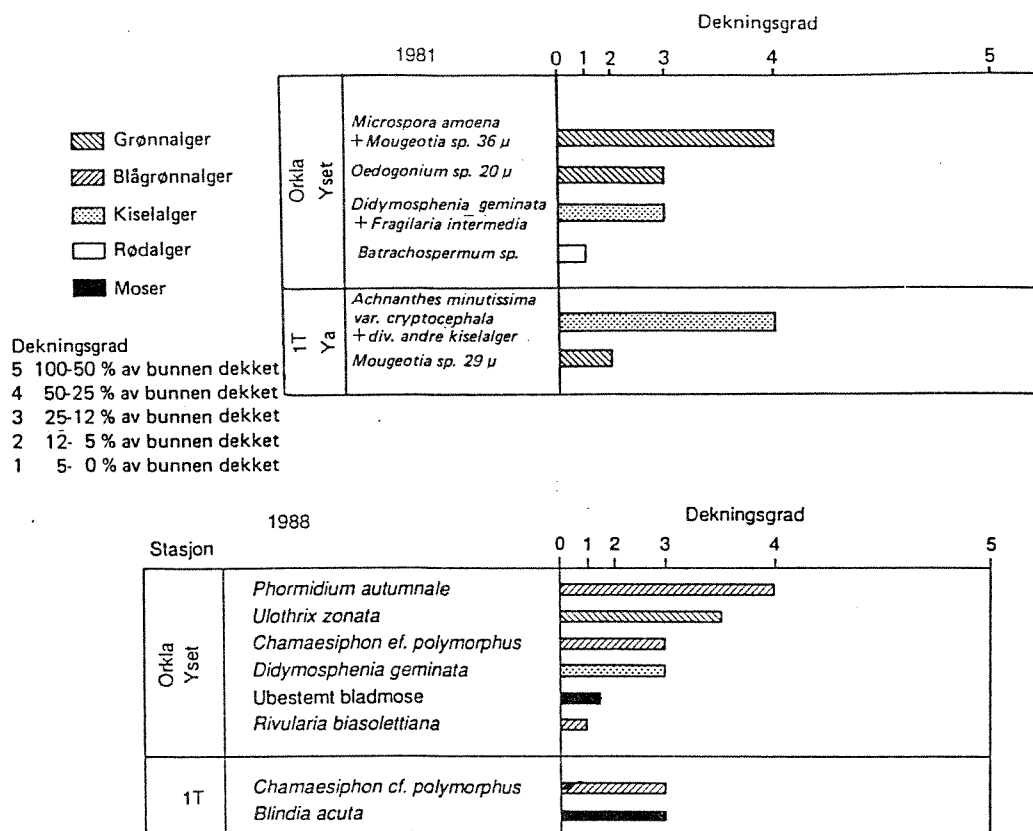


Fig. 19. Begroing i Ya og Orkla ved Yset i 1981 og 1988.

Som konklusjon må en kunne si at begroingen var fattig både før og etter reguleringen, dvs. med middelkonsentrasjoner av kobber på henholdsvis ca 20  $\mu\text{g/l}$  og 75  $\mu\text{g/l}$ . Det er vanskelig å påvise noen vesentlig endring i begroingssamfunnet etter de økninger som har funnet sted i kobberkonsentrasjoner. Det kan imidlertid se ut som om det har skjedd en viss forskyvning i artssammensetningen i retning av typisk metalltolerante arter.

### Bunndyr

Som for begroing ble det også tatt prøver av bunndyr i Ya ved Yset i årene 1980-88. Resultatene er fremstilt i fig. 20. Noen klar utvikling er det her vanskelig å spore. Selv i 1980 (før reguleringen) var dyrelivet meget fattig og besto vesentlig av et lite antall fjærmygglarver og enkelte små eksemplarer av stein-, døgn- og vårfluelarver. I 1981 og 1983 toppet det seg med vesentlig mer dyr, og da spesielt døgnfluelarver, mens det senere har vært meget fattig. Det kan se ut som om det egentlig har vært relativt små endringer etter at kobberkonsentrasjonene endret seg fra 20-60  $\mu\text{g/l}$  når det gjelder totalantall dyr. De to toppene i 1981 og 83 indikerer likevel at forholdene da var bedre, men at det den gang kan ha vært "episoder"

med høye kobberkonsentrasjoner som kan ha slått ut faunaen i kortere eller lengre perioder. Dette vil vanskelig kunne konstateres bare ved månedlige prøver.

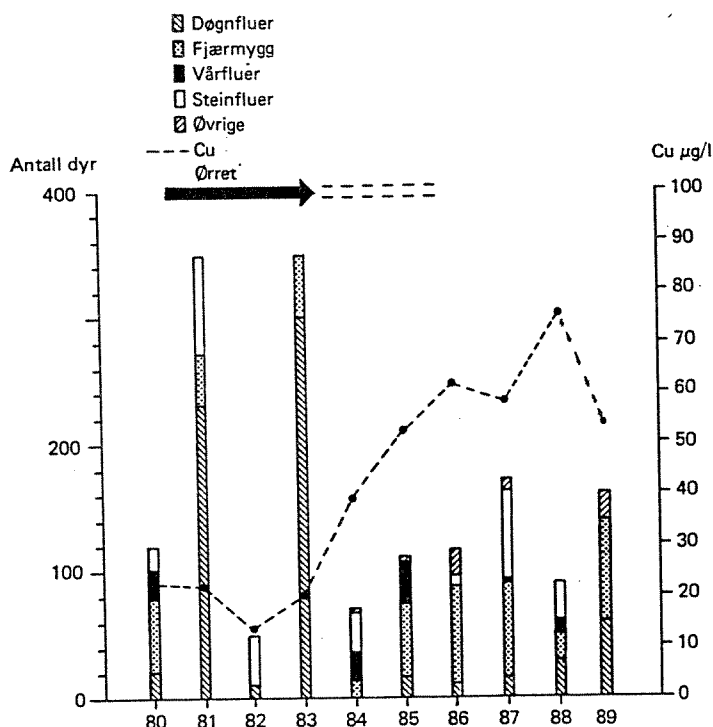


Fig. 20. Bunndyr, fisk og kobberkonsentrasjoner i Ya 1980-89.

I likhet med hva som var tilfellet for begroingen kan en konstatere at det ikke ser ut til å ha skjedd vesentlige endringer i dyrelivet ved økning i årlige middelerverdier for kobber fra omlag 20-60 µg Cu/l. Det har vært et fattig bunndyrsamfunn i hele perioden.

### Fisk

Fisk har ikke vært rutinemessig undersøkt i forbindelse med NIVA og SFT's overvåking av Orklavassdraget. Noen systematisk oppfølging av utviklingen av fiskebestandene har en derfor ikke hatt. Johnsen (1973) utførte i 1972 fiskeribiologiske undersøkelser i øvre Orklavassdraget og hadde også to stasjoner i Ya. Denne var kort ovenfor munningen i Orkla og den andre ved Eventjønnbekken som er ovenfor Storbekken innmunning. Johnsen skriver følgende om Ya: "Storbekken som renner ut i Ya ca 4 km ovenfor utløpet i Orkla renner gjennom et område med en nedlagt koppergruve. Det kunne imidlertid ikke spores noen giftvirkning i elva idet denne var full av småfisk nedenfor Storbekken utløp." Fisket ble utført som stangfiske med mark og flue.



Fiskens mageinnhold ble undersøkt og denne besto på den nederste stasjonen vesentlig av knott. Periodiske vannbeboere, som døgn-, stein- og vårfluelarver, ble imidlertid også funnet sammen med noe overflatedyr.

Det er ingen grunn til å tro at fiskebestanden har forandret seg vesentlig før reguleringen trådte i kraft. I 1986 ble det av NIVA prøvefisket med stang i Ya fra munningen av Orkla og oppover forbi munningen av Storbekken. Det viste seg da at det ikke var fisk å få nedenfor Storbekken, mens det ovenfor var mye småfisk. Senere undersøkelser har også bekreftet dette. Det er neppe tvil om at dette skyldes de økede konsentrasjoner av kobber som følge av reguleringen. En hadde her altså en tilsynelatende normal fiskebestand ved en middelkonsentrasjon av kobber på omlag 20 µg Cu/l, mens en økning til omlag 60 µg Cu/l førte til utryddelse av fisken.

### Sammenfatning

Undersøkelsene i Ya synes å vise at det er klare effekter på begroing og bunndyr med redusert artsmangfold og mengde (biomasse) ved årlige middelkonsentrasjoner på omlag 20 µg Cu/l. Fiskebestanden syntes imidlertid å være tilnærmet normal og ikke vesentlig forskjellig fra andre upåvirkede elver i området (Johnsen, 1973). En økning i metallkonsentrasjonene til årlige middelveier på omlag 50-70 µg Cu/l førte imidlertid til at fisken ble utryddet. Et viktig moment når det gjelder Ya er at kobber her forekommer alene mens det ellers vanligvis er ledsaget av sink og kadmium.

### Orkla ved Stai

Orkla har ved Stai sterkt regulert vannføring ved at deler av vassdraget ble ført over til Innerdalen i 1982 og i 1984 ved overføring av Ya og Falninga til Ulset Kraftverk ved Storeng (nedenfor Stai). Minstevannføringen skal her (ved Kvikne kirke) være 2.5 m<sup>3</sup>/sek resten av året. De reduserte vannføringer førte til høyere konsentrasjoner av kobber fra Kvikne kobbergruver og gjør at lokaliteten - i likhet med Ya - er interessant i forbindelse med dette prosjekt.

Fiskeforholdene i Orkla i Kvikne ble undersøkt av Johnsen (1973) og Langeland (1975). I forbindelse med overvåkingen av Orkla i Statlig program for forurensningsovervåking, er det av NIVA foretatt fysisk/kjemiske og biologiske undersøkelser i Orkla ved Stai i årene 1977-89 (Grande og Romstad, 1990). Det er disse undersøkelsene som er lagt til grunn for den følgende presentasjon av resultater.

## Kjemi

I tabell 20 er vist kjemiske data for Orkla ved Stai i årene 1981 (før regulering) og i 1988. Fig. 23 viser utviklingen i kobberverdiene i samme periode.

Tabell 20. Kjemiske analyser i Orkla ved Stai i 1981 (N=11) og 1988 (N=12). Middelerdier av månedlige prøver.

Periode	pH	TOC mg C/l	Perm.tall mg O/l	Ca mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Mg µg/l
1981	7.4		2.9	13	14	23	0.22	1.2
1988	7.1	3.3		9.7	18	18	<0.1	0.94

Resultatene viser at vannet er svakt alkalisk, har et relativt høyt innhold av organisk stoff. Både pH og innholdet av kalsium har sunket noe i løpet av perioden, mens kobberinnholdet har økt fra 14 til 18 µg/l i middelerdi. Ser en på kurven i fig. 18 vil en se mønsteret i denne utviklingen med bl.a. høyere topper i de senere år. Verdiene for kobber ligger på denne lokaliteten svært nær de som var i Ya før reguleringen. Innholdet av organisk stoff og kalsium i 1988 er relativt likt det en har i Ya i 1988.

## Biologi

### Begroing

Prøvene er her tatt på et svakt stryk ca 300 meter nedenfor bru over elva ved Stai. Lokaliteten er på grunn av forholdsvis finkornet substrat og lite strøm ikke så godt egnet for begroingsstudier. Resultatene av undersøkelser fra 1980-89 kan imidlertid likevel gi visse holdepunkter for betydningen av de endringer i metallinnhold som har skjedd.

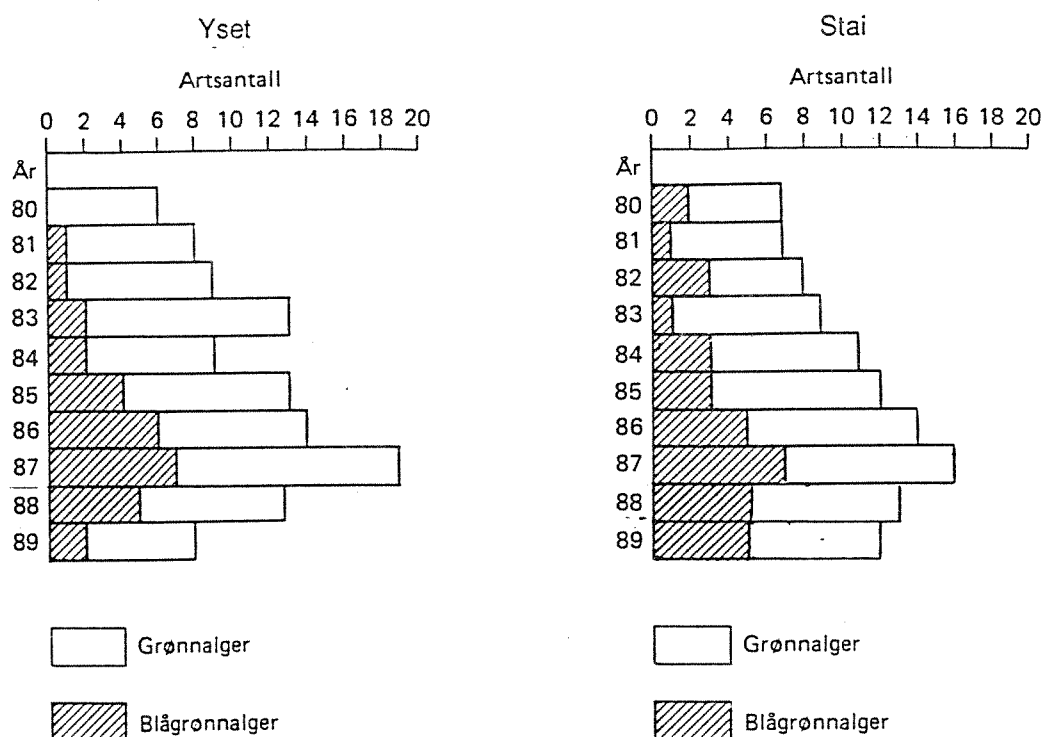
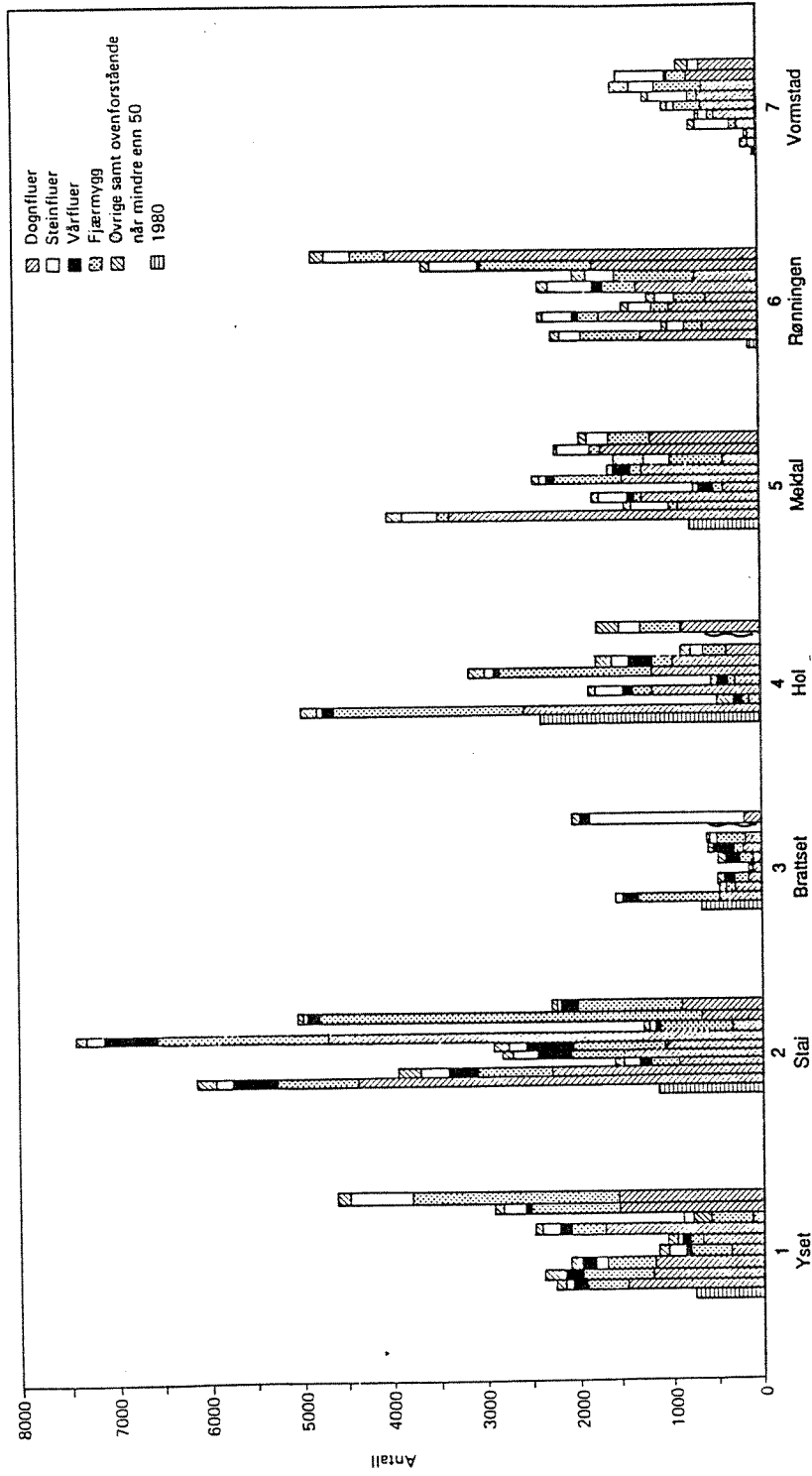


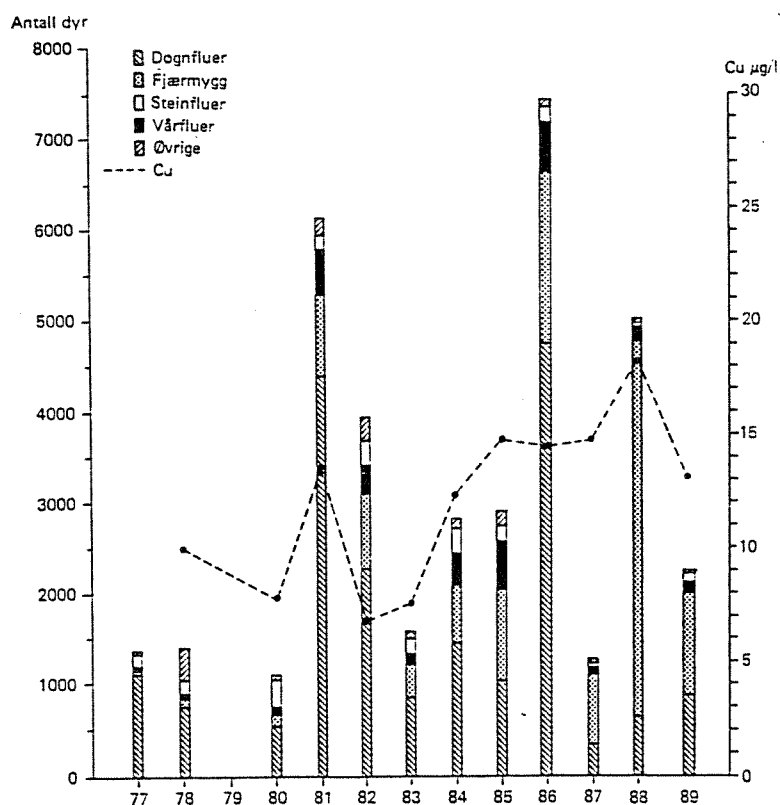
Fig. 21. Artsantall for grønn- og blågrønnalger i årene 1980-89, stasjon 2, Stai og stasjon 1 Yset (referanse).

I årene fra 1980-89 har det skjedd en økning i det registrerte artsantallet (fig. 21). Dette skyldes sannsynligvis delvis metodiske forhold (økt artskunnskap), men kan også være et reelt fenomen og avspeile en øket næringstilførsel. Det er imidlertid ikke noe som tyder på effekter av de økede kobberkonsentrasjoner i området 7-18  $\mu\text{g Cu/l}$ . I hele perioden har begroingsamfunnene vært karakteriserte som normale - uten påviselige effekter av tungmetaller. I 1988 da de høyeste tungmetallkonsentrasjoner ble registrert, var det f.eks. stor forekomst av mosen *Fontinalis antipyretica*. Videre ble det observert et tett belegg av en blågrønnalge (*Oscillatoria* sp. 6-8  $\mu$ ). Grønnalgene *Cosmarium* spp. *Mougeotia* sp. (5-12  $\mu$ ) og *Scenedesmus* spp. forekom i vanlige mengder. Kiselalgen *Acanthes minutissima* var tallrik. Konklusjonen fra dette året var at begroingsamfunnet ikke ga indikasjoner på høyt tungmetallinnhold hverken når det gjaldt artsmangfold eller indikatorarter.

Som konklusjon må en kunne fastslå at kobbernivåer i området 7-18  $\mu\text{g Cu/l}$  som årlige middelerverder ikke synes å ha hatt negativ innflytelse på begroingsamfunnene i Orkla ved Stai.



Figur 22 Bunndyr i Orkla 1980-89. Høstprøver.



Figur 23. Bunndyr og kobberkonsentrasjoner (årlige middelværdier) i Orkla ved Stai, 1977-89. Høstprøver av bunndyr.

### Bunndyr

Fig. 23 viser utviklingen i kobberkonsentrasjoner sammenholdt med forekomsten av de viktigste bunndyrgruppene i årene 1977-89. Fig. 22 viser forekomster på de øvrige stasjoner i Orkla. Prøvene er tatt på omtrent samme tid i september hvert år. (Bunndyrhov 3x1 min.). Figuren viser at det er store variasjoner i bunndyrmengder fra år til år, men det er ingen ting som tyder på noen avtakende tendens. Sammensetningen av de ulike grupper er også normal med gode forekomster av døgnfluer (bl.a. *Baetis* spp. og *Ephemerella* sp.), fjærmygg og vårfluer. Steinfluene er relativt lite representert, noe som nok skyldes substrat og strømhastighet. Enkelte år er det også tatt prøver til andre årstider, bl.a. i juni og august uten at dette har gitt grunn til andre konklusjoner.

Sammenfattende må en kunne si at bunndyrfaunaen synes å være så rik og variert sammensatt som en kunne vente på en lokalitet av denne type. Kobberkonsentrasjoner fra 7-18 µg Cu/l som årlige middelværdier synes således ikke å ha hatt noen vesentlig effekt.

## Fisk

I 1972, dvs. før reguleringsinngrepene, ble det foretatt en undersøkelse av fiskebestandene i Orkla ved Kvikne (Johnsen, 1973). Det ble funnet at Orkla hadde en alminnelig god bestand av ørret på hele strekningen gjennom Kvikne. Det ble også konkludert med at Orkla ville bli ødelagt som sportsfiskeelv på denne strekningen etter reguleringene.

Etter at reguleringene har vært gjennomført er det ikke utført en tilsvarende undersøkelse. Observasjoner, stikkprøver (stangfiske) og opplysninger fra lokalkjente fiskere og annet viser imidlertid at det fortsatt på visse strekninger er bra med fisk. Dette gjelder også på strekningen nedenfor Ya's munning hvor tungmetallpåvirkningen gjør seg gjeldende. I områdene ved Storeng oppover mot Stai og utløpet av Sverja fiskes det jevnlig ørret i størrelser på opptil omkring et kilo. Selv om reguleringen har redusert vannføringen og dermed også fiskemulighetene er det således lite som tyder på at tungmetallforurensningene har hatt negativ innflytelse. Fisket, bestandens størrelse og fiskens kvalitet synes normale ut fra de forutsetninger selve regulerings-effekten med redusert vannføring kan gi.

## Sammenfatning

Begroing, bunndyr og fisk synes ikke å ha vært negativt påvirket i Orkla ved Stai som følge av tungmetallforurensninger hverken før eller etter regulering. I observasjonsperioden fra 1977-89 har de årlige midlere kobberkonsentrasjoner variert mellom 7 og 18  $\mu\text{g Cu/l}$ . Etter reguleringen har konsentrasjonene vært høyere, men også før reguleringene var middelkonsentrasjonene oppe i 14  $\mu\text{g Cu/l}$  (1981). Under spesielle situasjoner kan kobberverdiene her komme opp i 40-50  $\mu\text{g/l}$  (fig. 25). Av særlig interesse er det at kobber her forekommer alene uten sink.

### Orkla ved Vormstad

Vormstad ligger i nedre del av Orkla, ca 15 km fra munningen i sjøen. Ca 2 km ovenfor denne lokaliteten kommer avrenningen fra Løkkenområdet ut i Orkla via kraftverkstunnelen til Svorkmo kraftverk. Dette gir Orkla et tilskudd av kobber, sink, kadmium og jern. Vassdraget har her full regulert vannføring. Den årlige middelvannføring er beregnet til ca 70  $\text{m}^3/\text{sek}$  ved Vormstad.

Laks og sjøaure vandrer uhindret fra sjøen og opp forbi Vormstad og

noen av de viktigste fiskeklassene befinner seg fra Svorkmo og nedover til utløpet i sjøen.

Lokaliteten er spesielt interessant fordi en her har fått minskete tungmetallkonsentrasjoner i løpet av de siste 8 år som følge av reguleringer og endringer i tilførsler fra gruveområdet i Løkken.

### Kjemi

Orkla har vært forurenset av metallholdig vann fra gruver i mer enn 300 år (1654) og det har vært varierende belastning av kobber, sink, kadmium og jern. Først fra 1970-tallet og utover har en imidlertid data som kan beskrive situasjonen mer i detalj. Fra 1982 og utover har metallkonsentrasjonen avtatt betydelig og det er derfor naturlig å sammenlikne forholdene fra før denne tid med en periode fra slutten av 1980-tallet.

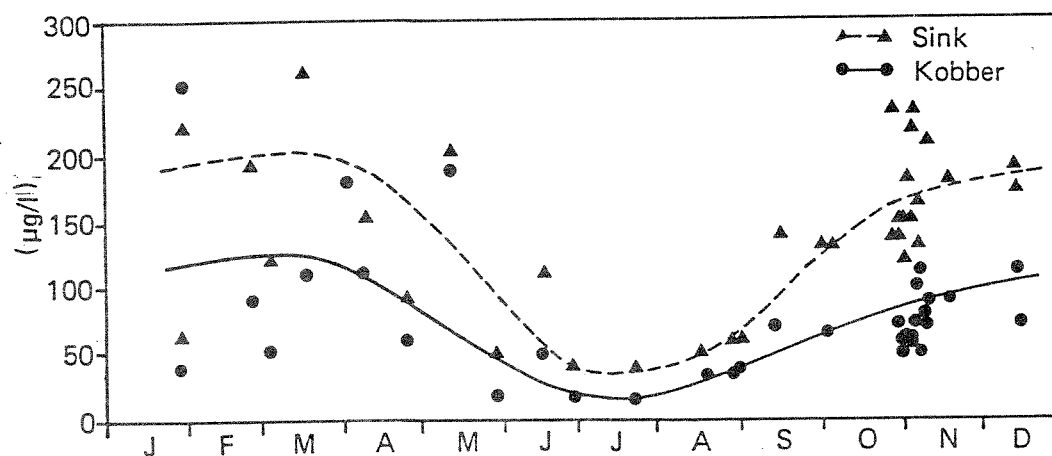


Fig. 24. Kobber og sink i Orkla ved Vormstad (st. 7) 1981. Visuelt tilpassede linjer som antyder tendensen gjennom året.

I tabell 21 er oppført noen kjemiske data som grovt karakteriserer to slike perioder (år).

Tabell 21. Kjemiske analysedata fra Orkla ved Vormstad 1981 (N=22) og 1989 (N=13). Middelerverdier.

År	pH	Kond.	TOC mg C/l	Permtall mg O/l	Ca mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
1981	7.3	95		2.7	16	79	130	0.7
1989	7.2	58	3.3		8.1	21	34	0.07

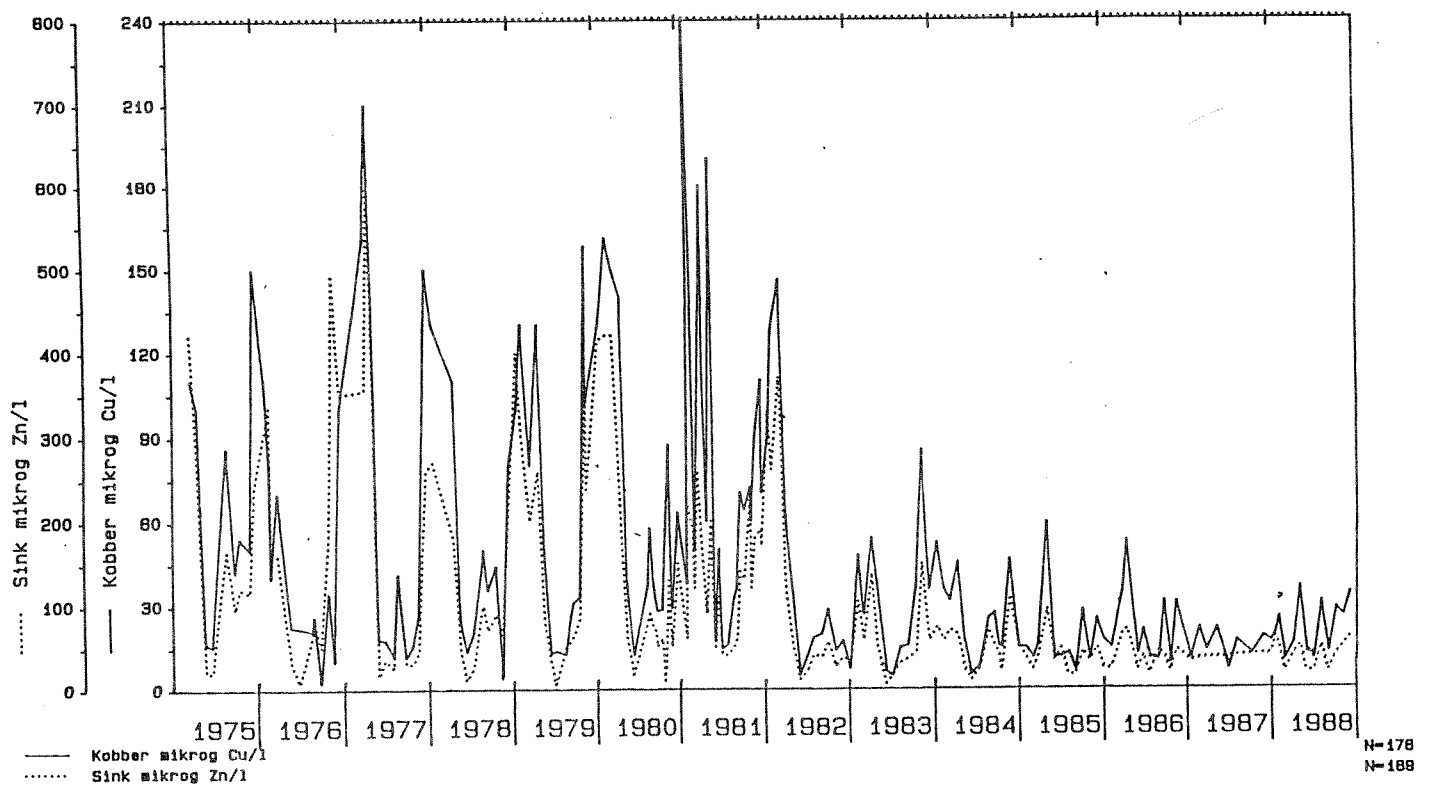
Resultatene viser at vannet er svakt alkalisk, har et relativt høyt innhold av kalsium og et middels høyt innhold av organisk stoff. Mens verdiene for kobber og sink i begynnelsen av 1980 lå på henholdsvis 79 og 130 µg/l har de i de senere år ligget på omkring 20 µg/l for kobber og 34 for sink. For årene 1977-1989 var verdiene som vist i tabell 22.

Tabell 22. Kobber- og sinkkonsentrasjoner i Orkla ved Vormstad i årene 1977-89. Årlige middelerverdier.

Metall	År --> 1977/78	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
Kobber	70	67	79	48	31	26	19	23	15	21	21
Sink	128	142	130	113	60	51	38	38	36	39	34

Variasjonene gjennom ett år (1981) og årene 1975-88 fremgår av figur 24 og 25.





Figur 25. Orkla ved Vormstad. Kobber- og sinkkonsentrasjoner 1975-1989.

## Biologi

### Begroing

I fig. 26 er gitt en oversikt over utviklingen i antall arter av grønn- og blågrønnalger siden 1981. Det fremgår av denne at artsantallet har økt betydelig siden dengang. Dette er imidlertid også tilfelle på referansestasjonen, Rønningen, som er upåvirket av metaller. Sannsynligvis skyldes denne økningen av arter i noen grad metodiske forhold. Også fra tidligere foreligger det begroingsdata og i 1977 og 1978 ble begroingen karakterisert som sparsom. Artsfattigheten og en relativt stor forekomst av den metalltolerante kiselalgen *Nitzschia* ble satt i sammenheng med giftvirkninger av metaller. 1981 kunne en godt utviklet forekomst av mosen *Blindia acuta*, som også er mulig metalltolerant art, også indikere belastning av tungmetaller.

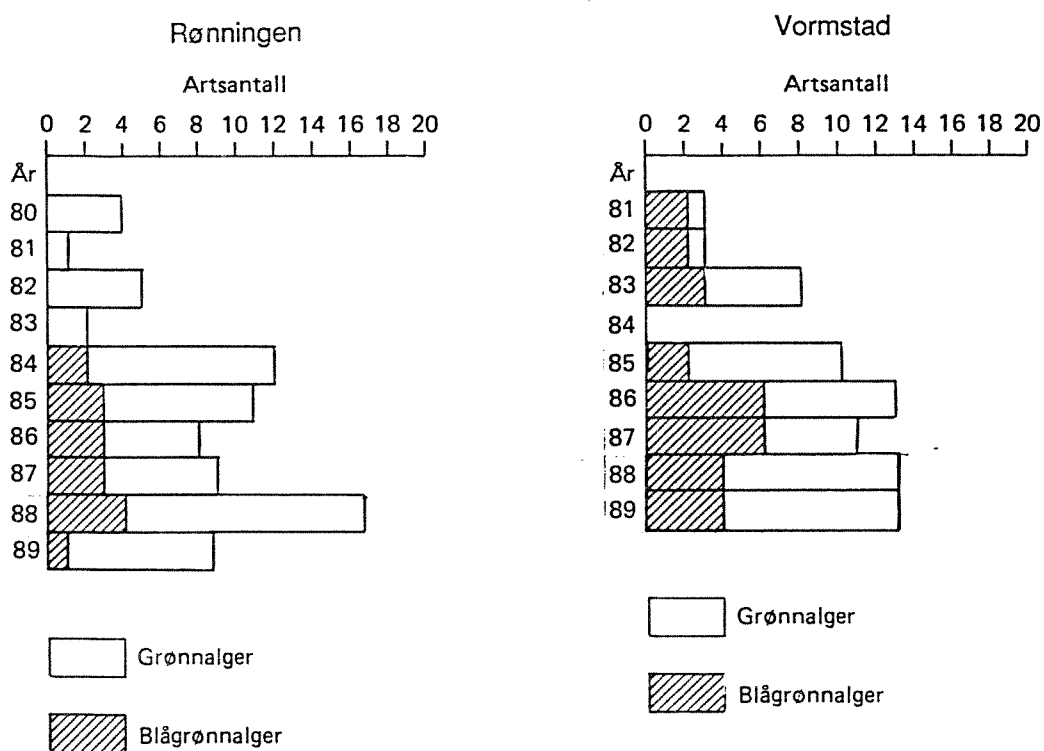


Fig. 26. Artsantall for grønn- og blågrønnalger i årene 1980-89. Vormstad (fig. til høyre) og Rønningen.

Også i 1988 og 1989 ble *Blindia acuta* funnet som den eneste art som kunne indikere belastning av tungmetaller. Både i 1988 og 89 var artsantallet av blågrønn- og grønnalger omtrent det samme på Vormstad som på referansestasjonen Rønningen. Det ser derfor ut som om det er liten effekt av metallforurensningen overfor begroing i Orkla ved Vormstad med den nåværende belastning.

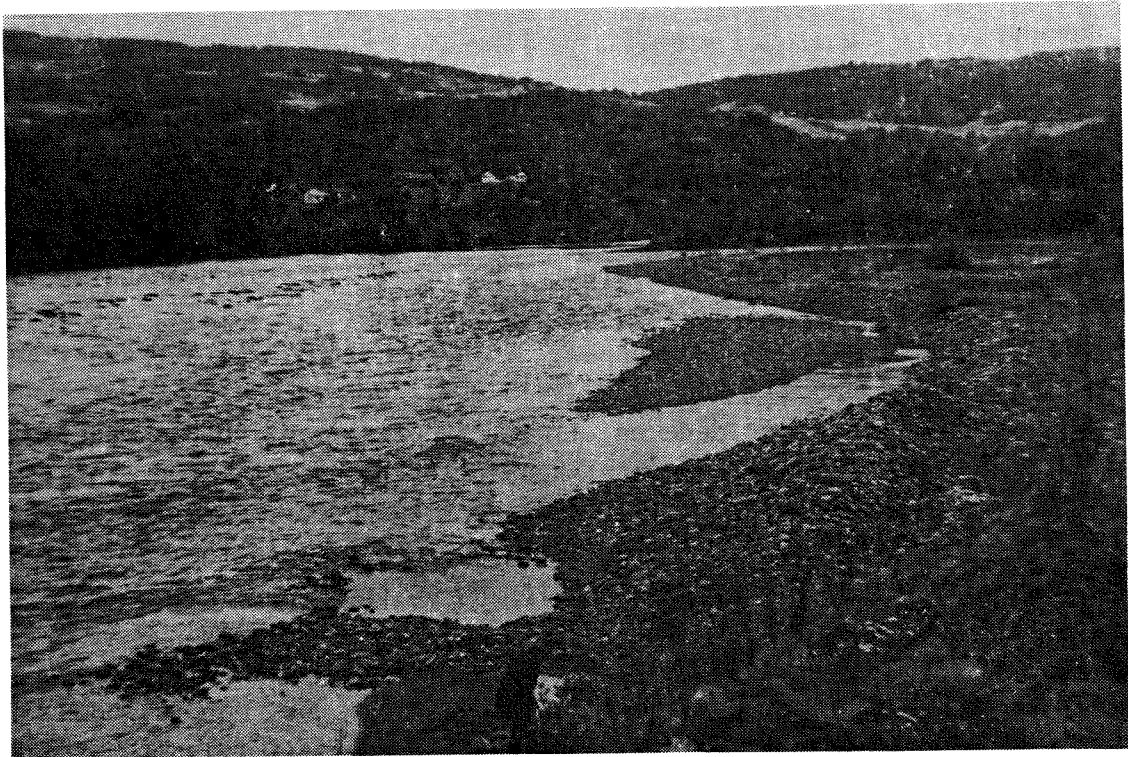


Fig. 27. Orkla ved Vormstad.

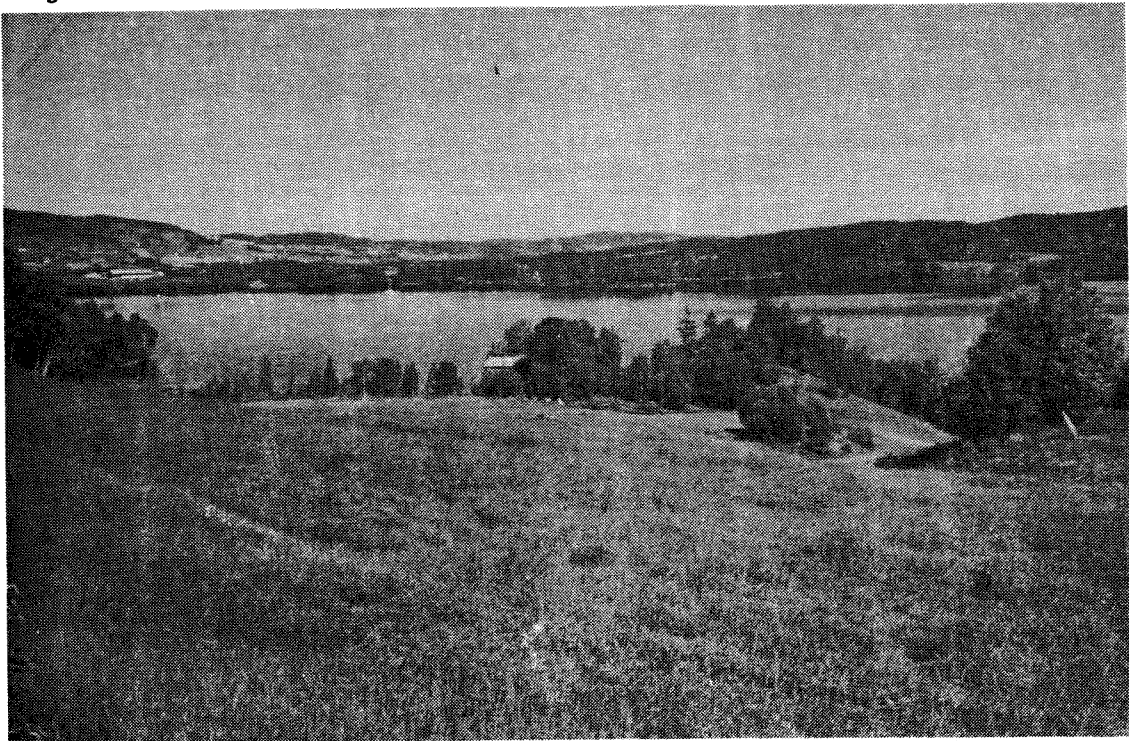


Fig. 28. Ringevatnet i Meldal.

## Bunndyr

Fig. 22 viser forekomsten av de ulike bunndyrgrupper på forskjellige lokaliteter i Orkla. Det fremgår av denne at antallet dyr er relativt lite på denne lokaliteten i forhold til de øvrige. Ser en på fig. 29 som viser utviklingen mer i detalj og sammenholder med kobberkonsentrasjonene ser en imidlertid at det har skjedd en betydelig utvikling siden 1982. Spesielt har døgnfluene øket i antall, men også fjærmygglarver og andre grupper. Enkelte arter, bl.a. døgnfluen Heptagenia sp. og snegl har imidlertid ikke vært funnet her. Det synes likevel som om forholdene er tilnærmet normalisert. Denne bedringen skyldes utvilsomt nedgang i metallkonsentrasjonene. At ikke antallet totalt sett er så høyt som ved Rønningen (referansestasjon) kan skyldes at substratet (rullesten) ikke er det gunstigste for dyrene eller andre forhold som f.eks. vannføring og temperatur.

Sammenfattende må en kunne si at det kan være en effekt av metaller på bunndyrfaunaen ved det konsentrasjonsnivå en har her, men at den er liten og bare gjør seg gjeldende overfor spesielt følsomme grupper og/eller arter (f.eks. snegl og døgnfluen Heptagenia sp.).

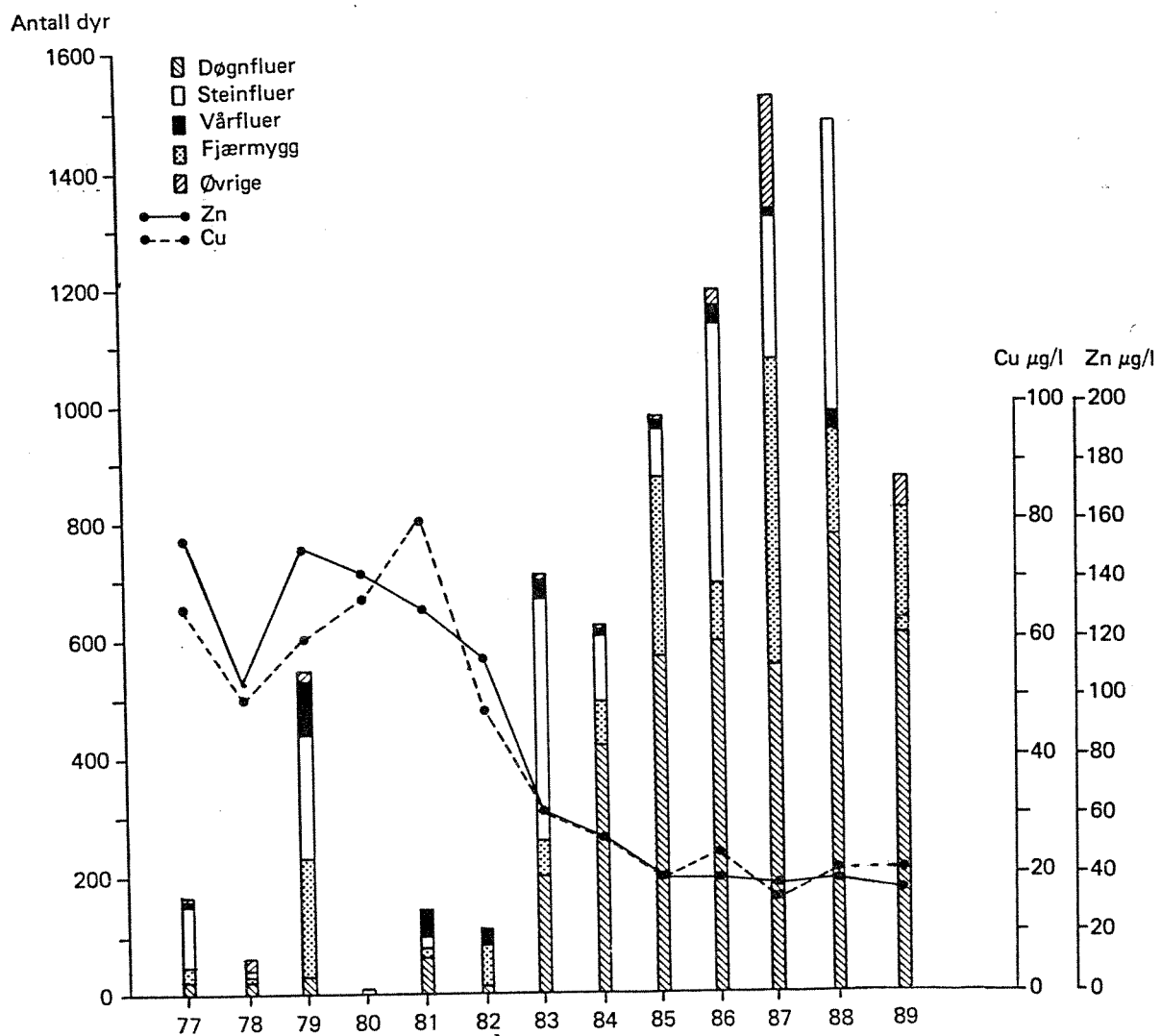


Fig. 29. Bunndyr og tungmetallkonsentrasjoner i Orkla ved Vormstad, 1977-89.

## Fisk

Forholdene for fisk er særlig interessant ved Vormstad fordi en her har å gjøre med nedre del av en av Norges beste lakseelver hvor metallkonsentrasjonene har avtatt fra et høyt til et lavere nivå. Her må laks og sjøaure passere både under nedvandring om våren som unger (smolt) og under gytevandring sommer og høst. Strekningen fra utløpet av Raubekken til sjøen er ca 20 km lang, mens den lakseførende strekning i Orkla er ca 75 km. Strekningen har som tidligere nevnt vært forurenset i over 300 år, men det er bare i de siste 15-20 år en har hatt en systematisk overvåking av tungmetallkonsentrasjonene. I samme tidsperiode har det bare vært foretatt enkle observasjoner av bunndyr og begroing, men det foreligger også såvidt mye data og observasjoner om fisk at en kan danne seg et bilde av forholdene.

Det fremgår av de kjemiske data at konsentrasjonene av tungmetaller i perioden fra 1977 til 1982 lå i området 50-80 µg/l for kobber og 120-130 µg/l for sink som årlige middelveier. I denne periode foregikk det betydelige vandringer av laks og sjøaure gjennom dette område og de beste fiskeplassene for laks var i den belastede del av vassdraget (Gunnerød et al. 1974). Både under vandring og fiske var imidlertid konsentrasjonene av metaller lavere (fig. 24) på grunn av større vannføring med vesentlig innslag av vann fra høyere liggende deler av feltet. Konsentrasjonene av kobber og sink kunne om våren og sommeren i lengre perioder være nede i 10-30 µg/l for kobber og 30-50 µg/l for sink. Noen negative effekter overfor vandringer og utøvelse av fisket ser en da ikke ut til å ha hatt. Unnvikelsesreaksjoner er f.eks. ellers funnet i laboratorieforsøk og i vassdrag ved meget lave metallkonsentrasjoner (Saunders and Sprague, 1967).

I oktober 1981 ble det registrert en større fiskedød i Orkla, årsaks-sammenhengen her er noe uklar. Alle årsklasser av laks og sjøaure ble funnet og også noe sjøaure og ål (Korsen og Møkkelgjerd, 1982). Også i enkelte andre år skal en ha funnet en og annen død fisk. I forbindelse med fiskedøden ble det foretatt mere omfattende registreringer og vurdering av fiskeforholdene (Korsen og Møkkelgjerd 1982, Heggberget et al. 1982). Konklusjonene herfra og fra tidligere registreringer var at både sjøaure og sannsynligvis laks gytt i nedre del av Orkla, at det produseres sjøaureunger, men ikke laks. Ved elektrofiske kunne en påvise "normale" forekomster av sjøaureunger, men bare sporadisk laks. Dette antyder at tungmetallnivået har vært for høyt for klekking og/eller oppvekst av laks, men ikke aure. At laks er mer ømtåelig en ørret overfor tungmetaller og andre forurensninger, er vist bl.a. ved laboratorieundersøkelser (Alabaster and Lloyd, 1982).

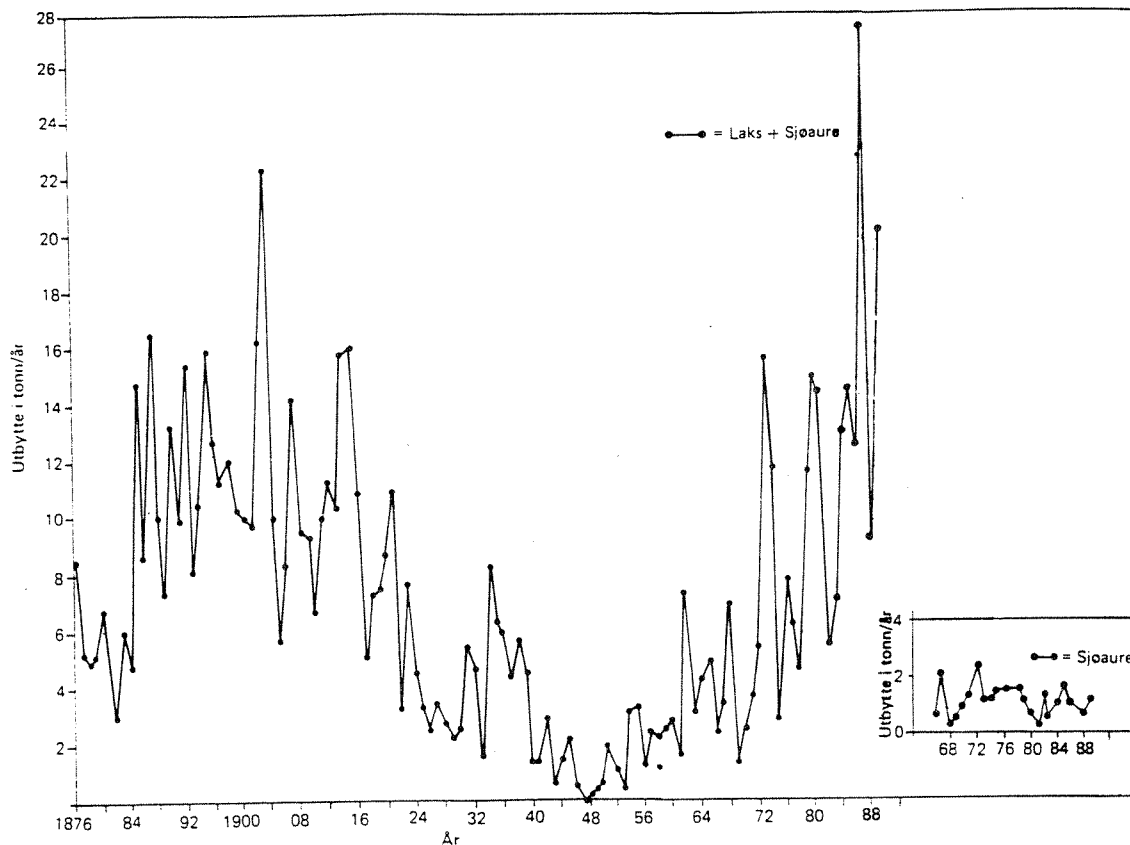


Fig. 30. Fangststatistikk for laks- og sjøaure i Orkla 1876–1989.

I årene etter 1982 har lakseutbyttet i Orkla vist en økende tendens med rekordhøye fangster, bl.a. i 1987 (27.600 kg) og 1989. Dette kan ha flere årsaker, men det er mulig at strekningen nedenfor Svorkmo nå kan produsere noe smolt som følge av lavere tungmetallkonsentrasjoner. Tellingene som er foretatt ved hjelp av elektrofiske viser at det nå er mer laksunger på denne strekningen enn før, men fortsatt ikke på samme nivå som ovenfor (Korsen, pers. medd.).

Sammenfattende kan en konkludere med at metallnivåene hele tiden har vært på et nivå som har tillatt vandringer av laks og sjørret og at sjørret og muligens laks har gytt i området. Det har også hele tiden vært bra fiske i på denne strekningen av Orkla (med sportsredskap) og unnvikelsesreaksjoner er ikke påvist.

### Sammenfatning

Konsentrasjonsnivåer på 70–80  $\mu\text{g Cu/l}$  og 130–140  $\mu\text{g Zn/l}$  som årlige middelværdier førte til sterk reduksjon i begroing og produksjon av bunndyr. Laks og ørret kunne passere som smolt og gytefisk og fiske foregikk på strekningen. Unnvikelsesreaksjoner ble ikke observert. Som regel var konsentrasjonene i vår- og sommerperioden vesentlig lavere og kunne være nede i 10–20 og 30–50  $\mu\text{g/l}$  for kobber og sink henholdsvis. Reproduksjon og oppvekst ser ut til å ha foregått hos

ørret, men nesten ikke for laks.

Etter at konsentrasjonene i årsmiddel gikk ned til ca 20 µg/l for kobber og 35 µg/l for sink, har utvikling av begroing og produksjon av bunndyr nærmet seg det normale. Hvordan forholdene er for reproduksjon og oppvekst av laks er usikkert. Det er ikke noe som tyder på at ørret er negativt påvirket.

#### **4.8 Hostovassdraget**

Hostovassdraget ligger i Meldal og Orkdal kommuner og har et nedbørfelt på 40 km<sup>2</sup> ved utløpet av Hostovatn (fig. 31). Vassdraget begynner ved Gruvedammen og renner videre gjennom Malistertjern, Bjøråa, Ringevatnet, Hostovatn og Vorma som munner ut i Orkla ved Vormstad. Ringevatnet og Hostovatnet ligger 199 m o.h. og har et areal av 1.9 og 2.9 km<sup>2</sup>. Hostovatnet er relativt grunt med store arealer mindre enn 5 m dype, mens Ringevatnet er dypere med minst 25 m som største dyp. Oppholdstiden er beregnet til ca seks, og fem måneder for henholdsvis Ringevatnet og Hostovatnet.

Vassdraget er forurenset fra de nedlagte Dragsetgruvene som begynte sin virksomhet i 1867 med uttak av kobber- og sinkholdig malm. Gruvene ble nedlagt i 1909. Størst aktivitet var det i slutten av 1890-årene. Avrenningen fra gruveområdet skjer til Gruvedammen og Malisetertjern. Her er det meget høye konsentrasjoner av kobber og sink og vassdraget er tomt for fisk ned til Ringevatnet. Både her og i Hostovatnet er det imidlertid bra med fisk til tross for høye konsentrasjoner av metaller. Vassdraget ble undersøkt i regi av EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) (EIFAC, 1977) i samarbeid med Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske og NIVA i 1975/76. I 1980-81 utførte NIVA en undersøkelse av selve gruveområdet.



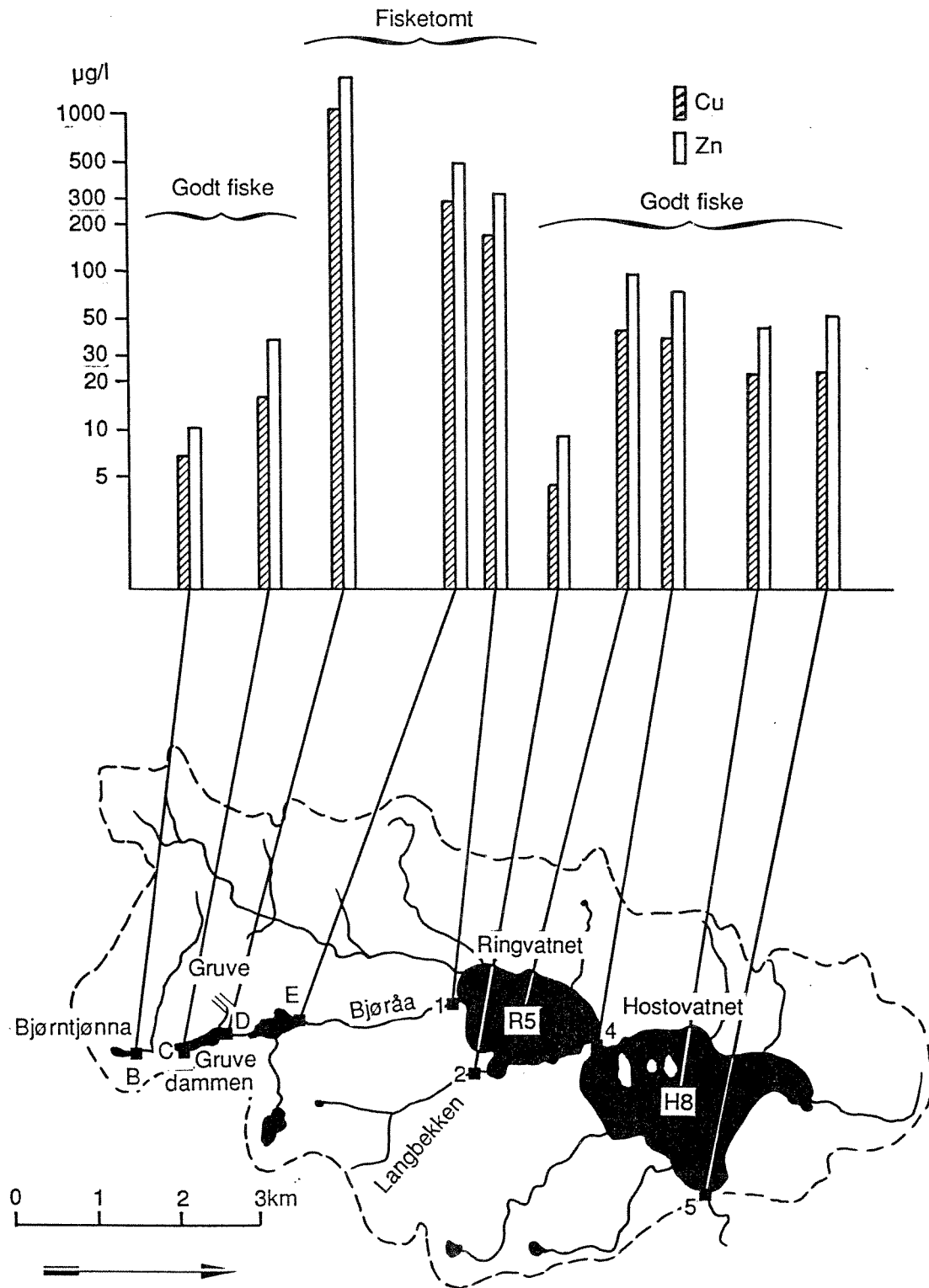


Fig. 31. Hostovassdraget med metallnivåer. EIFAC (1977).

## Kjemi

Undersøkelsene i 1975-76 (EIFAC, 1977) var meget omfattende med henblikk på å karakterisere vannkvaliteten. Det ble tatt prøver fra hele vassdraget gjennom et år i bekker, elver og innsjøer. Det ble også tatt prøver på 1 m dyp på mange lokaliteter i Ringevatnet og Hostovatnet for å se om det var gradienter i konsentrasjonsnivåene. I 1988-90 er det også tatt spredte prøver fra vassdraget for å se om det har skjedd endringer i løpet av de 15 år som har gått. I tabell 23 er gitt endel karakteristiske data om vannkvaliteten i de to perioder.

Tabell 23. Fysisk/kjemiske data fra Ringevatnet og Hostovatnet i 1975-76 (N=20 for Cu og Zn) og 1988-90 (N=5 for Cu og Zn).

Lokalitet	pH	Kond. mS/cm	Hardhet mg CaCO <sub>3</sub> /l	TOC mg C/L	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
Utløp Ringevatn 1975/76	7.3	4.6	20	3.5	38	77	0.33
" " 1988-90	-	-	-	-	32	56	<0.1
Utløp Hostovatn 1975/76	7.1	4.6	18	3.7	24	51	0.32
" " 1988/90	7.1	6.1		3.3	17	34	<0.1

Analysene fra 1988-90 representerer perioden juni-oktober mens prøvene fra 1975-76 er tatt ca 2 ganger pr. måned gjennom et år. Prøvene tatt i 1975-76 viste variasjoner gjennom året, men de var relativt små og viste ingen helt klar tendens i forhold til årstiden. De høyeste verdiene ble imidlertid stort sett påvist i vinterperioden. Det er således sannsynlig at prøver tatt i sommerhalvåret i allefall ikke er for høye i forhold til årsgjennomsnittet. Middelerdiene av sommerprøvene (juni-oktober) i 1988-90 er temmelig like dem som ble samlet inn i perioden 1975-76 (33 og 22 µg Cu/l for Ringevatn og Hostovatn henholdsvis). Dette tyder på at endringene i metallkonsentrasjoner er små over denne 15 årsperioden. Prøvene i 1975-76 viste også at verdiene fra utløpet var representative for innsjøene.

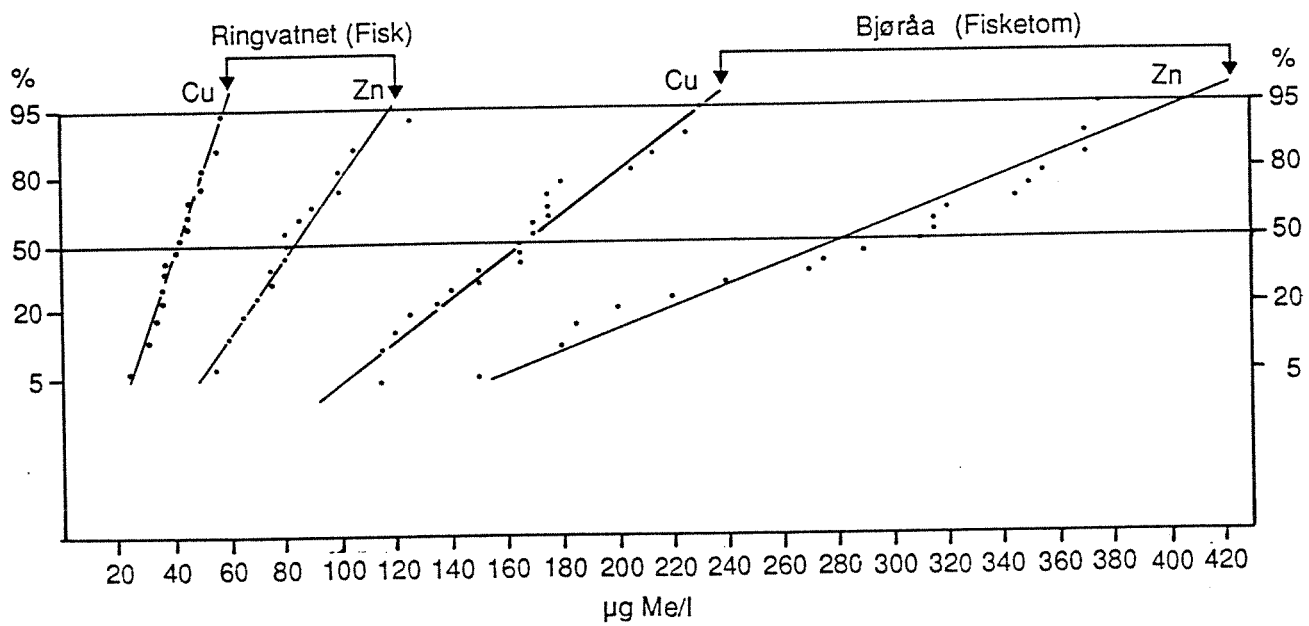


Fig. 32. Prosentvis fordeling av kobber- og sinkkonsentrasjoner i prøver tatt ca 2 ganger månedlig i 1975-76.

Innløpet til Ringevatnet, Bjøråa, hadde både i 1975 og 76 og 1988-90 så høye konsentrasjoner av metaller at den er mindre interessant i denne sammenheng. Middelerdiene for kobber og sink var henholdsvis 169 og 294 µg/l.

## Biologi

Strandvegetasjon, plante- og dyreplankton og bunndyr.

Basert på noen få prøvetakinger og observasjon i 1976 ble det gitt en grov karakteristikk av de generelle biologiske forhold. I 1988-90 ble det ikke gjort noen undersøkelser av generelle biologiske forhold.

Strandvegetasjonen var i 1976 relativt sparsom og bestående av bl.a. Equisetum fluviatile, Nymphaea alba og Menyanthes trifoliata. Inntrykket fra 1988-90 var at vegetasjonen stedvis kunne være temmelig rik uten at en kan si at noen forandring hadde skjedd.

Planteplanktonet var i 1976 relativt sparsomt utviklet både kvalitativt og kvantitativt. De viktigste arter synes å være Oscillatoria sp., grønnalgen Gloeocystis gigas og diatomeen Synedra cf. tenera.

Dyreplanktonet var i 1976 (basert på to hovtrekk i juli og august) temmelig rikt og den dominerende arten var hoppekrepsen Cyclops scutifer. Vannloppen Bosmina longispina var også vanlig mens hoppekrepsene Diaptomus denticornis og Heterocope saliens var sparsomt representert. Hjuldyrene Kellicottia longispina og Polyarthra vulgaris var tallrike.

Bunndyrprøver viste at fjærmygglarver var relativt tallrike og ble funnet i et antall av ca 3200 pr. m<sup>2</sup> på 1 m dyp i Ringevatnet. Børsteormer og vårfluelarver ble også funnet. Fravær av muslinger og snegl kan tyde på metalleffekter uten at noe sikkert kan sies om dette.

Sammenfattende kan en si at både vegetasjon og fauna i hovedtrekkene virket normalt sammensatt og i mengder omtrent som en vil finne vanlig i innsjøer av denne type.

## Fisk

Under gruvedriften forsvant all fisk fra Bjøråa og den sydlige delen av Ringevatn. Allerede få år etter at driften stanset i 1909 begynte fisken (røye og ørret) å vende tilbake til sydenden av Ringevatn og i

1976 var bestanden av disse artene gode i begge innsjøene, mens Bjøråa fortsatt var fisketom. Foruten ørret og røye fantes også store mengder av stingsild i vassdraget på dette tidspunkt.

Det ble i 1975-76 ikke anledning til å foreta særlig omfattende fiskeundersøkelser. Endel prøver ble imidlertid innsamlet under det ordinære fisket og det ble utført forskjellige analyser av disse. Det ble konkludert med at ørreten hadde god vekst, noe bedre i Ringevatnet enn i Hostovatnet. Fisken vokste bra også ved høy alder og kunne oppnå vekter på 2-3 kg eller mer. Ørretens viktigste ernæring var stingsild. Fisken hadde middels god kondisjon (K faktor  $\sim 0.8-1.10$ ) og god kvalitet med rødt kjøtt for fisk over 23-24 cm. Røya viste også god vekst og bedre enn i mange andre norske røye vann. Også for denne arten var veksten noe bedre i Ringevatnet enn i Hostovatnet. Røyas ernæring besto av planktoniske krepsdyr og fisken hadde god kondisjon og kvalitet.

Reproduksjonen for begge fiskeartene skjedde naturlig (uten utsetting). Tidligere gyttet ørreten i Bjøråa, men dette sluttet da den ble forurenset. Røya gyttet på grunt vann (1-2 m) i selve innsjøen, men området ved utløpet av Bjøråa ble unnveket.

Sammenfattende kunne en den gang konkludere med at hverken ørret eller røye viste unormale forhold hverken når det gjaldt vekst eller kondisjon. Bestandstetthet og parasittisme var sannsynligvis de faktorene som kontrollerte veksthastigheten.

Selv om det ikke forelå kvantitative data om størrelsen av ørret- og røyebestanden i disse innsjøene, var de store nok til å opprettholde et godt sportsfiske.

I 1989 ble det foretatt prøvofiske både i Ringevatnet og Hostovatnet med garnserier. På grunn av værforholdene (storm) ble fisket i Hostovatnet mindre vellykket og resultatene herfra må betraktes som noe usikre. Resultatene er summarisk oppført i tabell 24.

Tabell 24. Garnfangst fra Ringevatnet og Hostovatnet 25.9.1989  
"Jensen-serie" (8 garn, 21-52 mm).

Lokalitet	Ørret		Røye		Totalt		Pr. garnnatt	
	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g	Antall	Vekt g
Ringevatnet	27	3645	24	3794	51	7439	6.4	930
Hostovatnet	20	4427	7	1537	27	5946	3.4	743

Fangsten fra begge vann må sies å være gode, fangsten på 750-1000 g/garnnatt på denne serie er relativt høyt. Om en regner bare maskeviddene 26, 29 og 35 får en tallene 1747 og 1601 for Ringevatn og Hostovatn henholdsvis. I følge Jensen's klassifisering (Jensen, 1979) faller begge vann i gruppen for meget godt fiske - vann med meget tette bestander. Dette er særlig produktive ørretvann (<2 km<sup>2</sup>) med akkumulerte bestander.

Fiskens middelvekt i fangsten var 146 g og 220 g i henholdsvis Ringevatn og Hostovatn. Største fisk var en ørret som veide 870 g. Kondisjonsfaktorene for ørret var 1.02 og 1.14 respektivt for de to innsjøene. Ørret og røye over 20 cm var stort sett lyserøde eller røde i kjøttet. Mageinnholdet besto for ørretens vedkommende av vårfluelarver, fjærmygglarver, div. insektrester, snegl og stingsild. Røya hadde nesten utelukkende spist dyreplankton (Bosmina longirostris). Fiskens vekst kan karakteriseres som god. Det kan nevnes at begge innsjøer har en stor bestand av trepigget stingsild. Utløpselva Vorma har en stor bestand av stasjonær bekkeørret.

Fiskebestanden i Ringevatnet og Hostovatnet synes i 1989 å være omtrent de samme som i 1976. Bestandene syntes i begge tilfelle å være meget gode. Vannene er da også regnet for å være blant de beste fiskevann i distriktet. Det ser således ikke ut til at metallforurensningene kan ha hatt vesentlige negative effekter overfor fiskebestandene.

### Sammenfatning

I 1975-76 og i 1988-90 har metallkonsentrasjonene i middel ligget på fra 38 og 32 µg/l for kobber og 77-56 µg/l for sink i Ringevatnet. Til tross for disse høye konsentrasjonene av metaller har bestanden av røye og ørret i hele perioden vært meget god i innsjøen. De generelle biologiske forholdene forøvrig har vært lite undersøkt, men synes ikke å avvike særlig mye fra de en finner i liknende upåvirkede sjøer og

iallefall ikke i en slik grad at det i vesentlig grad har redusert mulighetene for fiskeproduksjon. Innsjøen er meget vel ansett både for sportsfiske og fiske for husbehov. Hostovatnet og vassdraget nedenfor (Vorma) som har lavere metallkonsentrasjoner, har også tilsynelatende gode og normalt sammensatte fiskebestander.

#### **4.9 Skorovassdraget**

##### **Skorovatn**

Gruvevirksomheten i Skorovatn ble igangsatt i 1930-årene, men produksjonen før krigen var forholdsvis liten. Etter krigen ble arbeidet med utbyggingen tatt opp igjen og produksjonen startet i 1952. Produksjonen ved gruvene var finkis som besto av bl.a. svovelkis, kobberkis og sinkblende. Drensvannet ble ledet ut både til Stallvikelva som munner ut i Tunnsjøen og til Skorovassdraget som munner ut i Namsen ved Lassemoen. Flotasjonsavgangen har vært ledet ut i Dausjøen øverst i Skorovassdraget. I en periode mellom 1976 og 1984 ble det benyttet selektiv flotasjon med utslipp av basisk, svovelkisholdig avgang til Dausjøen. Etter nedlegging av gruva i 1984 har Skorovassdraget hele tiden vært kalket. Omfattende tiltak er nå (1990) satt i verk for å redusere tilførslene.

Stallvikelva kommer fra fjellområdene sørøst for Tunnsjøen og har et nedbørfelt på ca 35 km<sup>2</sup> og en middelvannføring på 1.2 m<sup>3</sup>/sek. Den får tilførsler av gruvevann fra gruveområdet og er metallforurenset i en strekning av ca 9 km fra gruveåpningen og ned til Tunnsjøen. Denne innsjøen som ligger 355 m o.h., har et dyp av 222 m og et areal av 99 km<sup>2</sup>. Tunnsjøen er metallforurenset i påviselige mengder i den sørøstre del, Stallvika.

Skorovassdraget begynner ved Dausjøen og elva herfra renner inn i Store Skorovatn ca 4 km nedenfor Dausjøen og derfra videre ned til samløpet med Grøndalselva 13 km nedenfor Dausjøen. Herfra heter vassdraget Grøndalselva til den munner ut i Namsen ved Lassemoen ca 23.5 km nedenfor Dausjøen. Nedbørfeltet er ca 135 km<sup>2</sup> og middelvannføringen ca 4.5 m<sup>3</sup>/sek.

## Elkem A/S Skorovas Gruber

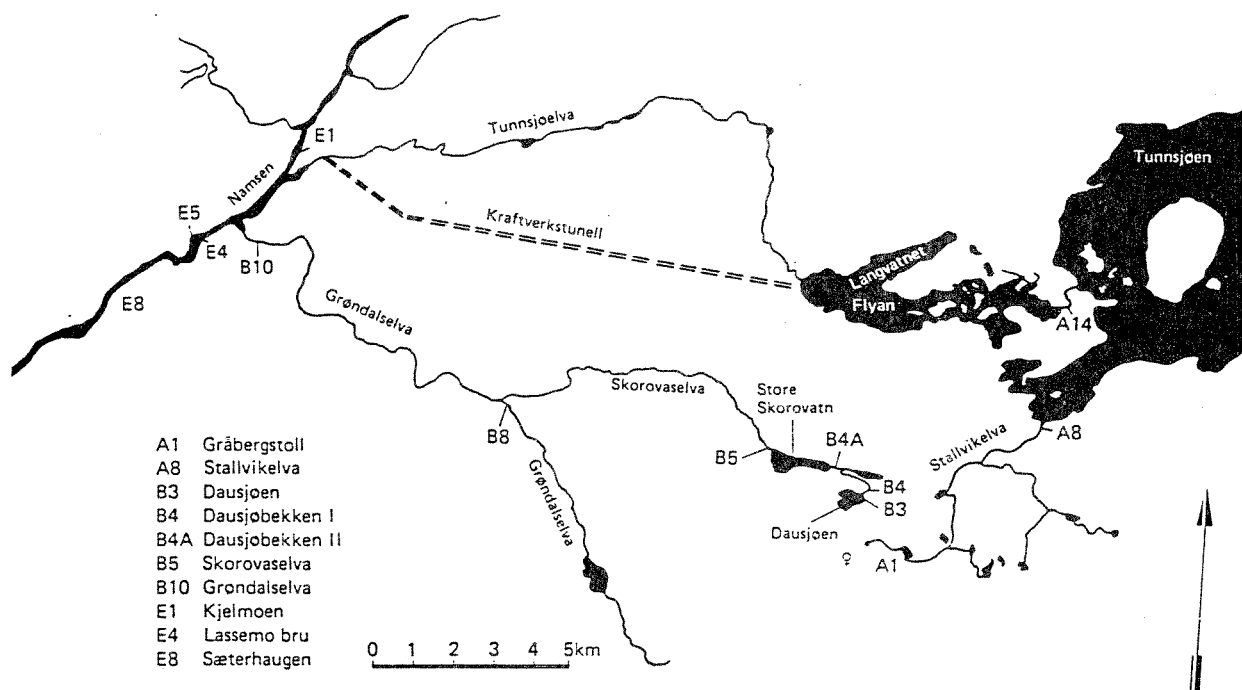


Fig. 33. Vassdragene i Skorovatnområdet.

Hverken Skorovassdraget eller Stallvikelva har tidligere hatt noen stor betydning for fisket i området. Fiskebestanden har i begge vassdrag for det meste bestått av småfallen elveørret. Tunnsjøen derimot har med sin store utstrekning relativt stor betydning som fiskevann. Bestanden er her sammensatt av ørret og røye. Allerede i 1936 ble det utført biologiske undersøkelser i disse vassdragene (Huitfeldt-Kaas, 1936). I årene 1962-64 ble det av NIVA utført en relativt omfattende biologisk undersøkelse i vassdragene. Denne omfattet såvel vannkjemi som begroing, bunndyr og fisk (NIVA, 1965). I 1972 ble det gitt en vurdering av gruvevannets virkninger på fisket i Stallvikelva og Tunnsjø (Snekvik og Aass, 1972). Siden 1969 og frem til i dag er det blitt utført kontrollundersøkelser i vassdragene og disse er rapportert i årlige rapporter (Grande og Iversen, 1990B og medarb.). I 1981-82 ble det foretatt en omfattende undersøkelse av Namsenvassdraget hvor også studier av bunndyr fra nedre del av Grøndalselva er innbefattet (Lien og medarb. 1983).

Disse undersøkelsene vil bli lagt til grunn for den følgende



fremstilling av forholdene i vassdragene.

## Kjemi

Det er bare Skorovassdraget som har interesse for nærmere vurdering av metalleffekter. Stallvikelva har siden 1963 hatt så høye metallverdier at det ikke har kunnet leve fisk eller næringsdyr her. I perioden 1979-89 varierte f.eks. kobberverdiene (årlig middel) fra 210-622 µg/l. I Tunnsjøen blir fortynningen så stor og forholdene så variable (pga. regulering etc.) at det er vanskelig å vurdere effekter.

I Skorovassdraget har tre lokaliteter spesiell interesse. Det er Skorovasselva etter utløpet av Store Skorovatn (st. B5), før samløpet med Grøndalselva (st. B7) og før samløpet med Namsen (st. B10).

Tabell 25. Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Skorovasselva ved utløp Store Skorovatn (st. B5). Årlige middelverdier.

År	pH	KOND mS/m	SO4 mg/l	Ca mg/l	Al mik/l	Fe mik/l	Cu mik/l	Zn mik/l	Cd mik/l	VANNF l/s
1974	5.70		33.0	11.5		98.0	254.	1126.		
1975	5.20		32.8	10.6		220.	272.	1126.		
1976	6.10		38.0	15.3		197.	125.	524.		
1977	5.60		51.0	26.2		76.0	18.0	39.0		
1978	5.10		62.0	25.6		102.	14.0	32.0		
1979	5.01	15.0	59.0	25.9		135.	19.0	54.2		
1980	5.14	16.9	57.4	22.3		158.	19.9	51.5		
1981	4.72	15.8	62.6	25.3		157.	24.7	45.4		
1982	4.88	16.5	63.5	23.4		115.	22.8	46.2		
1983	5.58	14.6	53.5	19.7		108.	21.9	74.2		
1984	6.40	12.7	44.6	17.5		124.	12.7	36.9		
1985	6.69	10.8	37.8	15.8	50.2	298.	34.7	282.	0.810	1402.
1986	6.41	10.4	37.3	13.8	75.7	179.	71.2	571.	1.50	1116.
1987	6.06	8.42	28.8	9.35	113.	203.	125.	598.	1.36	734.
1988	6.31	8.19	27.6	10.0	77.0	146.	97.9	564.	1.23	1056.
1989	6.42	8.41	24.1	9.29	86.4	141.	60.2	460.	1.10	1597.

I tabell 25 er vist fysisk/kjemiske analyseresultater fra Skorovasselva. Det fremgår her at metallverdiene var relativt lave i perioden 1977-84, dvs. i det tidsrom gruve hadde selektiv flotasjon og utslipp av basisk, svovelkiskholdig avgang til Dausjøen. Selv om metallverdiene var lave var imidlertid pH lav - i 1981 helt nede i 4.72 som årlig middelverdi. Dette har hatt betydning for de biologiske forhold. I de senere år (fra 1986) var middelverdiene for kobber fra 60-125 µg/l, for sink 460-598 µg/l og kadmium 1.10-1.5 µg/l. Kalsiumverdiene er relativt høye, og har variert fra 9.2-13.8 mg Ca/l siden 1986.

Fra Skorovasselva ovenfor samløpet med Grøndalselva er det ikke rutinemessig tatt prøver for vannanalyser. På grunnlag av de analyser som er foretatt kan en imidlertid beregne seg frem til omtrentlige verdier. Omregningsfaktoren fra verdiene ved utløpet av store Skorovatn er sannsynligvis omkring 0.7. Det vil si at kobber- og sinkverdiene skal ha variert i området 40-90 µg Cu/l og 320-420 µg Zn/l i de siste 4 år.

Grøndalselva er rutinemessig overvåket med henblikk på tungmetallkonsentrasjoner siden 1969 og resultatene fremgår av tabell 26. Det fremgår av denne at metallkonsentrasjonene holdt seg relativt høye frem til 1975 (20-39 µg Cu/l årlig middel). Etter denne tid har konsentrasjonene av metaller ligget i området 4-11 µg Cu/l og 9-103 µg Zn/l. Kalsiumverdiene er middels høye og vannet svakt surt.

ÅR	pH	KOND mS/m	SO4 mg/l	Ca mg/l	Al mik/l	Fe mik/l	Cu mik/l	Zn mik/l	Cd mik/l
1969	6.30		15.0	5.70		30.0	20.0	90.0	
1971	6.20		8.5	3.80		60.0	40.0	130.	
1972	6.10		8.9	3.50		97.0	25.0	195.	
1973	6.10		9.4	3.70		53.0	39.0	243.	
1974	6.40		10.1	4.00		52.0	33.0	210.	
1975	6.30		8.5	3.80		82.0	33.0	180.	
1976	6.70		9.5	5.30		64.0	16.0	115.	
1977	6.50		14.4	8.00		38.0	8.90	38.0	
1978	6.20		16.4	7.80		69.0	8.90	20.0	
1979	6.23	4.10	13.5	5.85		129.	7.20	27.5	
1980	6.46	6.06	16.0	7.04		70.0	7.20	21.7	
1981	6.51	5.63	15.5	6.79		69.2	8.70	12.1	
1982	6.37	7.02	17.4	7.84		93.5	7.80	16.9	
1983	6.32	5.29	14.2	5.32		95.7	5.40	15.8	
1984	6.58	4.93	11.9	5.28		80.0	3.60	9.2	
1985	6.56	5.75	14.3	6.55	43.8	123.	5.80	43.8	0.12
1986	6.52	4.84	12.3	5.31	40.0	110.	8.40	75.2	0.20
1987	6.54	4.90	10.6	4.35	45.3	70.7	7.70	103.	0.19
1988	6.63	3.95	7.8	4.06	68.1	133.	10.6	102.	0.15
1989	6.38	4.11	5.7	2.99	112.	124.	9.29	73.6	0.15

Tabell 26. Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Grøndalselva ved utløpet i Namsen (st. B10). Årlige middelverdier.

## Biologi

De rutinemessige undersøkelserne har vært basert på overvåking av bunndyr og fisk, men det foreligger også enkelte observasjoner av vegetasjonsforhold.

## Begroing

I forbindelse med en undersøkelse av hele Namsenvassdraget i 1981-82 ble det foretatt undersøkelser av begroing også ved utløpet av Grøndalselva i Namsen (st. B10). Fra rapporten (Lien m.fl. 1983) siteres som følger:

"Mosen betydde mengdemessig lite, men det fantes noen få dotter med Marsupella aquatica og Blindia acuta i oktober 1981. Mosene kan ha blitt oversett ved de andre prøvetakingene. Stasjonen hadde også en temmelig sparsom makroalge-vegetasjon ved alle prøvetakingene. I mai 1981 fantes bare noen få dotter av rødalgen Batrachospermum moniliforme. Tolypothrix-arter ble funnet meget sparsomt i august og oktober 1981, og Mougeotia ble observert om høsten både i 1981 og 1982, men bare i små mengder. Kiselalgene, og spesielt Tabellaria flocculosa dominerte ved alle prøvetakingene. Spesielt forekom den i store mengder i mai 1981. Achnanthes minutissima v. cryptocephala, som sammen med den foregående er en av de vanligste artene i våre nordlige vassdrag, ble funnet i mai, forsvant så i de to følgende prøvene, og dukket opp igjen i august og september 1982. Ceratoneis-arter ble bare funnet i september 1981 og i små mengder. Navicula cryptocephala v. intermedia fantes i en viss mengde bare på denne lokaliteten og på stasjon 3c. Sammenlagt for alle prøveperiodene var det færre arter på stasjon 3b enn på noen av de andre lokalitetene. Dette har sannsynligvis sammenheng med utslippene fra Skorovas Gruber."

Det ble også foretatt forsøk med utsetting av elvemose (Fontinalis antipyretica) i Grøndalselva. Mosen var hentet fra en nærliggende stasjon (Breifossmoen). Analyser av mosen viste en betydelig anriking av såvel kobber som sink og kadmium over en periode av 2 måneder. Resultatene er vist i tabell 27.

Tabell 27. Konsentrasjoner av sink, kobber og kadmium målt i vann og elvemose fra Namsen (S2) og Grøndalselva (3B) 1981. (Lien m.fl. 1983)  $\mu\text{g/l}$ .

Stasjon	Dato	$\mu\text{g/l}$ i vann			$\mu\text{g/g}$ i mose		
		Zn	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd
S2	6/8	10	3.6	0.15	64	32	1.1
	1/9	10	2.4	0.28			
	5/10	10	5.6	0.24	80	42	0.9
	Middel	10	3.9	0.22			
3B	6/8	10	13.0	.41	64	32	1.1
	1/9	10	5.0	.16	192	67	1.9
	5/10	10	6.2		210	131	4.1
	Middel	10	8.1	.29			

Det skjedde en betydelig anriking av f.eks. sink i mosen i Grøndalselva selv om vannanalysene ikke viste mer sink her enn i vann fra referansestasjonen i Namsen. Metallkonsentrasjonene på lokaliteten er således over bakgrunnsnivåene selv om dette ikke fremgår av vannanalysene.

Sammenfattende kan en si at de nivåer av metaller en hadde i Grøndalselva i 1981-82 var tilstrekkelig høye til å påvirke begroingssamfunnene og forårsake akkumulering av metaller i moser. Middelerverdiene for kobber var i disse årene 7.8-8.7  $\mu\text{g Cu/l}$  og for sink 12-17  $\mu\text{g Zn/l}$ .

### Bunndyr

Bunndyr har blitt registrert og analysert til hovedgrupper i hele overvåkingsperioden på de tre kontrollstasjonene (B5, B7 og B10) i Skorovassdraget. Som referanse har tjent Grøndalselva før samløp med Skorovasselva (B8). Ved enkelte anledninger er også foretatt nærmere analyser på artsnivå (Lien m.fl. 1983).

Ved utløpet av Store Skorovatn (B5) har det ikke vært etablert noe normalt dyresamfunn i undersøkelsesperioden. I de årene metallkonsentrasjonene var på det laveste, 1977-84, var det imidlertid som regel noe fjærmygglarver, knott, fåbørstemark samt enkelte

vårfluelarver. Døgnfluer, snegl og muslinger ble heller ikke funnet dengang. Konsentrasjonene av metaller var da såvidt lave (13-25  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) at en kanskje kunne ha ventet mer normale forhold. Vannet var imidlertid i perioder så surt at dette alene kunne forhindre forekomst av f.eks. de fleste døgnfluer og snegl. I årene fra 1985-86, etter at gruvedriften var innstilt, gikk bunndyrantallet ytterligere ned samtidig med at metallinnholdet steg.

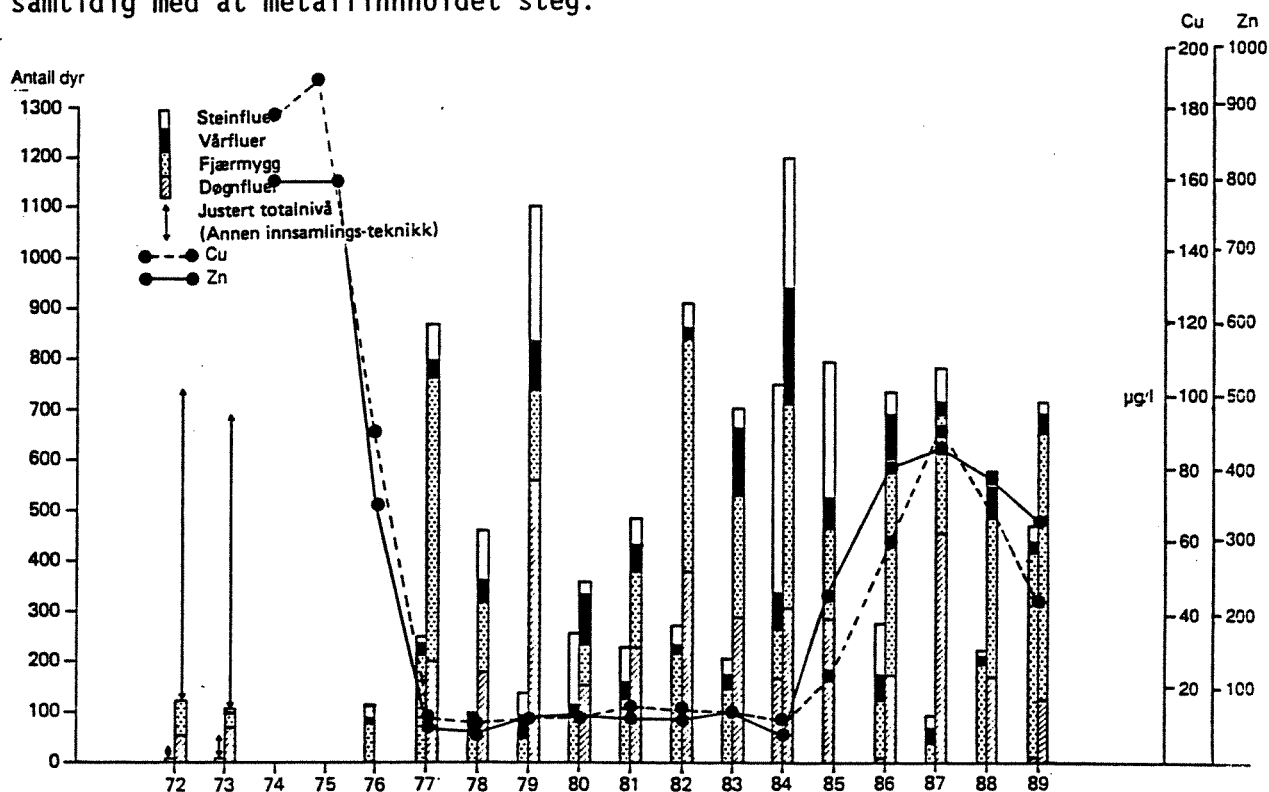


Fig. 34. Bunndyr i Skorovasselva (B7) og Grøndalselva (B8) i årene 1972-89. Venstre søyle i Skorovasselva. 3 x 1 min. Bunndyrhåv 250  $\mu\text{m}$ . Metallverdier fra Skorovasselva. Årlige middelverdier.

Bunndyrforekomsten i Skorovasselva før samløpet med Grøndalselva, st. B7, fremgår av figur 34. Til sammenlikning er vist resultatene fra den upåvirkete Grøndalselva (st. B8) som tjener som referanse. I årene 1972-73 ble det benyttet en annen innsamlingsteknikk som ga et mindre antall dyr. Dette er forsøkt justert etter midlere antall dyr innsamlet i Grøndalselva med ny teknikk. Det er da forutsatt at dyremengden hele tiden har vært omtrent den samme i denne referanselokaliteten. Figuren viser at det hele tiden har vært mindre dyr i Skorovasselva. Spesielt i årene 1984 og 1985 var imidlertid forskjellene små og alle de vanlige gruppene var representert. I 1986 var igjen forskjellene markerte. Døgnfluene var da borte som de også har vært senere. Når bl.a. døgnfluene først kom tilbake i 1984 og 1985



Fig. 35. Fra prøvefiske i Ringevatnet og Hostovatnet.

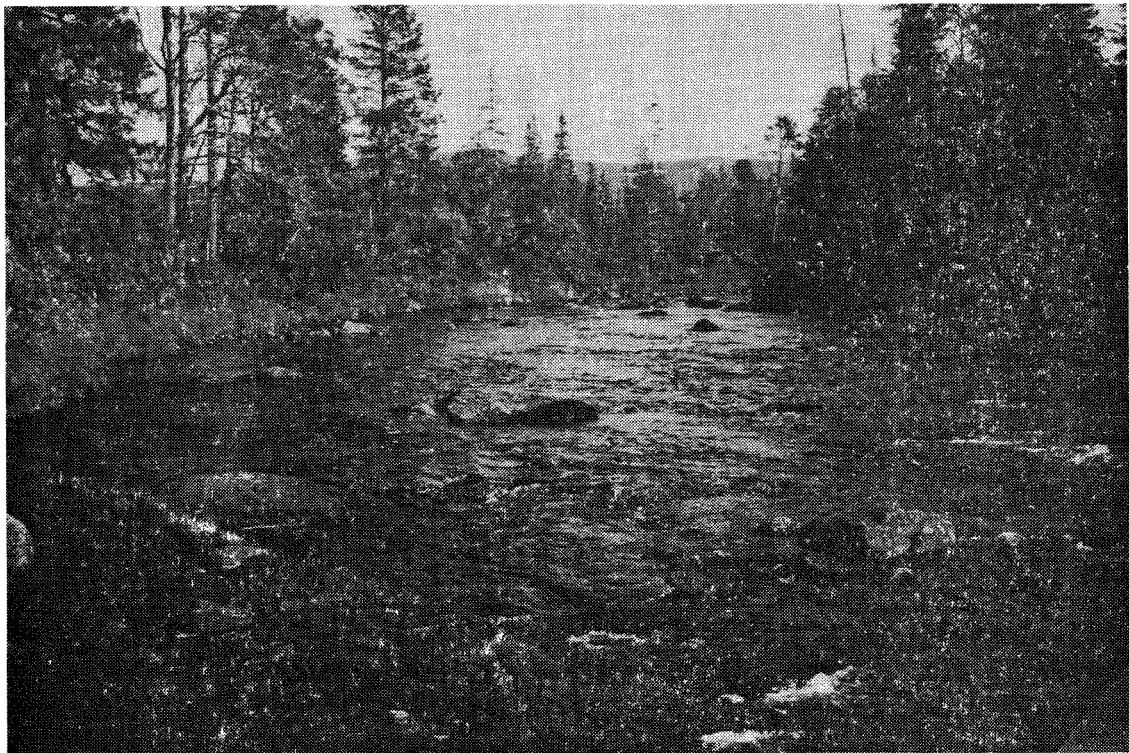


Fig. 36. Grøndalselva i Namsskogan.

har det sannsynligvis en sammenheng med den økning i pH som da skjedde. Metallkonsentrasjonene økte imidlertid også og kobberverdiene svinget i området 14–60  $\mu\text{g Cu/l}$  i sommermånedene (april – august) før prøvetakingen. Det er sannsynlig at den forskjell som ble registrert mellom de to stasjonene i perioden 1977–1983 mer skyldtes lav pH enn metalleffekter.

På den nederste lokaliteten i vassdraget, ved B10, har utviklingen i store trekk fulgt samme mønster som ved B7, men pH har aldri ligget lavere enn 6.1 i middel. Enkelte verdier ned i 5.7 har vært målt. I fig. 37 er gitt en oversikt over bunndyrprøvenes sammensetning i årene 1971–1989.

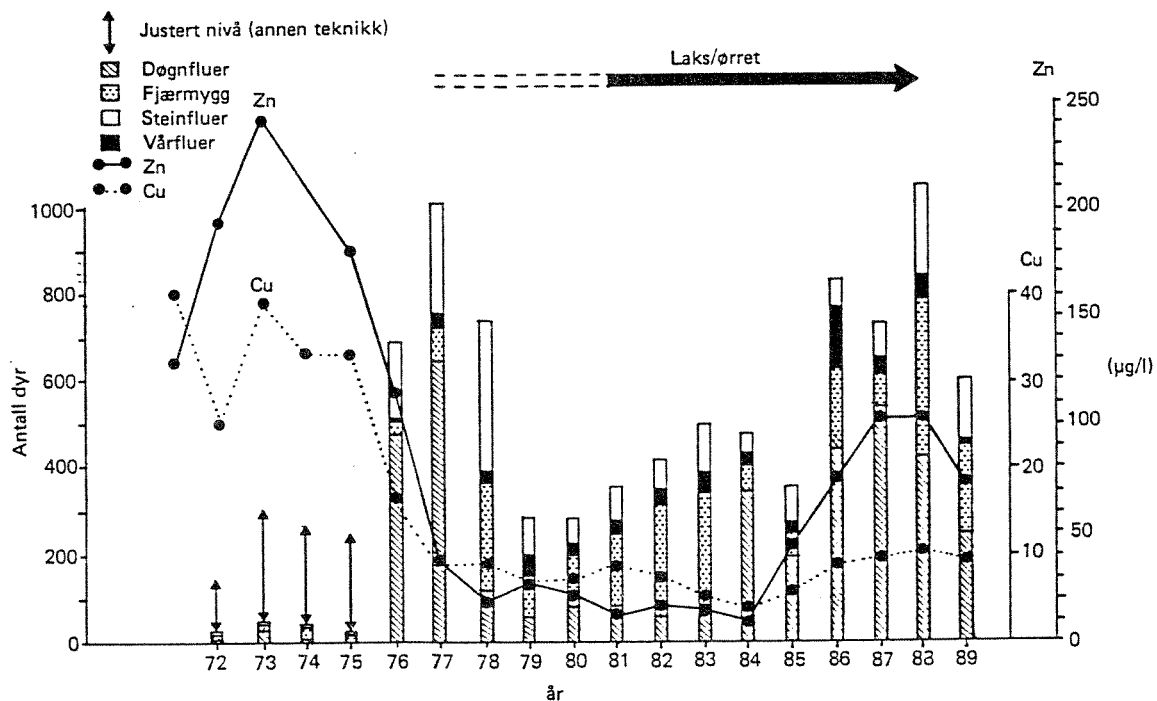


Fig. 37. Bunndyr og fisk i Grøndalselva ved st. B10 i årene 1972–89.

Figuren 37 viser at forholdene endret seg etter 1975 når det gjaldt mengde og sammensetning av bunndyr. Dette må sees i sammenheng med nedgang i konsentrasjonene av metaller. Etter å ha svingt mellom 20 og 40  $\mu\text{g Cu/l}$  og 90–243  $\mu\text{g Zn/l}$  gikk konsentrasjonene ned i 3–9  $\mu\text{g/l}$  for kobber og 9–43  $\mu\text{g/l}$  for sink fra 1977 og frem til og med 1985. Etter dette ble det en økning i konsentrasjonene igjen uten at dette førte til noen nedgang i mengden av eller vesentlig endring i sammensetning av dyr. En undersøkelse av dyresammensetningen på artsnivå (Lien, 1983) viste at bunndyrtettheten og sammensetningen var mindre i Grøndalselva enn i Namsen. Bl.a. manglet døgnfluen Heptagenia

dalecarlica og Ephemerella aurivilli samt vårfluen Lepidostoma hirtum. Baetis rhodani ble heller ikke registret i 1981. Det blir antydnet at dette siste kan henge sammen med sure episoder da denne arten er meget ømtålelig for surt vann (Bækken og Aanes, 1990). Videre kan små mengder av benthiske alger og moser ha vært en sekundær årsak til den lave bunndyr tetthet og til fravær av endel arter som ellers er vanlige i slike elver.

Undersøkelser i 1983 og 1984 viste omtrent det samme, men i 1984 var artsdiversiteten økt. Bl.a. ble da funnet døgnfluene Ephemerella sp. og Heptagenia sp. (Grande m.fl. 1985B).

Sammenfattende kan en si at bunnfaunaen synes å være noe påvirket i hele vassdraget fra Store Skorovatn og ned til munningen i Namsen. Effekten avtar imidlertid nedover vassdraget og det har vært påvist endringer i overensstemmelse med driftsendringer ved gruvene i Skorovatn. Effekten har vært påvist ned i konsentrasjoner på omkring 10 µg Cu/l med mindre bunndyr tetthet og fravær av enkelte arter, men det er uklart om dette skyldes metalleffekter eller episoder med surt vann. En indirekte effekt kan gjøre seg gjeldende idet begroings-samfunnene er relativt fattig.

## Fisk

Fiskeforholdene i dette vassdraget er tidligere undersøkt av Hartvik Huitfeldt-Kaas (1936). Huitfeldt-Kaas fant på grunnlag av biologiske og kjemiske analyser at det i 1936 ikke kunne leve fisk i Dausjøen eller bekken ned til Store Skorovatn. I Store Skorovatn ble det ikke iaktatt fisk, og Huitfeldt-Kaas mener at det heller ikke har kunnet leve ørret - i allefall ikke året rundt. Også elvestrekningen fra Store Skorovatn, ca 8 km ned til samløpet med Grøndalselva, var tilsynelatende fisketom, noe som også ble bekreftet av folk på stedet. Nedenfor samløpet med Grøndalselva var det imidlertid rikelig med småørret.

Ved befaringen foretatt av NIVA sommeren 1963 ble det ikke iaktatt fisk i dette vassdraget fra Dausjøen og ned til samløpet med Grøndalselva. I denne tilløpselven ble det observert småørret, men nedenfor samløpet og ned til utløpet i Namsen ble det heller ikke observert fisk. Dette ble understøttet også av det faktum at det heller ikke ble funnet fiskenæringsdyr på denne strekning. Her hadde det da skjedd en vesentlig forandring siden 1936 da Huitfeldt-Kaas fant både næringsdyr og fisk nedenfor samløpet Grøndalselva - Skorovasselva.



I årene fra 1963 og frem til 1970 ble det ikke foretatt undersøkelser i vassdraget. Etter denne tid ble overvåking av vassdraget gjenopptatt. Det viste seg da at forholdene var omtrent som i 1963 med en fattig fauna og ikke fisk i Skorovasselva og Grøndalselva helt ned til Namsen. Det kom også enkelte meldinger om at det var funnet noe død fisk i Namsen ved Lassemoen nedenfor Grøndalselva's munning. Bl.a. skal dette ha forekommet sommeren 1970.

Etter omlegging av driften ved Skorovas i 1975 skjedde en drastisk endring i Grøndalselva idet bunnfaunaen og etterhvert også fisken kom tilbake. Siden 1978 har det vært fisk - både laks (namsblank) og ørret i Grøndalselva ved st. B10 (ovenfor munningen i Namsen) (fig. 37). Så sent som i august 1990 ble det fisket både laks og ørret på denne lokalitet.

I fig. 38 er det vist utbyttet av stangfiske i Grøndalselva ved B10 i årene 1981-1989. Utbyttet varierer noe fra år til år, avhengig av vannføringsforhold og annet. Fisken er vanlig småfallen bekkørret i størrelser fra 9-16 cm og laks i størrelser fra 14-22 cm. Det er sannsynlig at ørreten er stasjonær og finnes utbredt på hele strekningen fra samløpet mellom Skorovasselva og Grøndalselva (B7) og ned til Namsen. Utbredelsen er imidlertid ikke nærmere undersøkt. Laksen på denne lokaliteten (B10) hører til en stamme som finnes i Namsen og som i allefall om sommeren går opp i sideelvene for å søke næring (Berg, 1981, 1984).

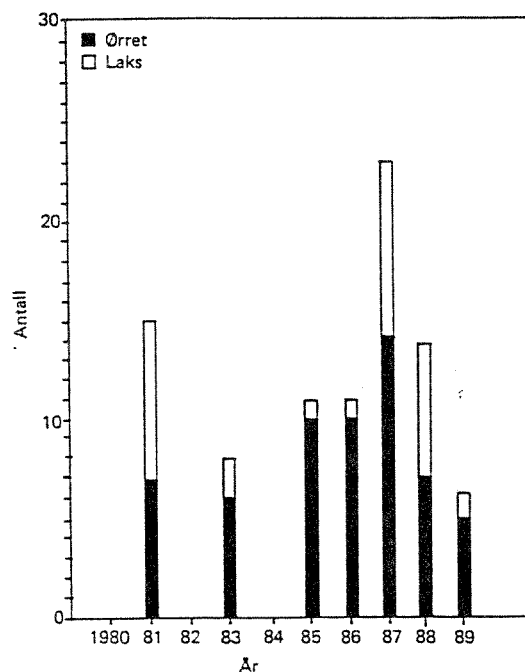


Fig. 38. Ørret og laks fisket pr. 1 times fiske med stang og mark i Grøndalselva ved B10.

Undersøkelsene viser med sikkerhet at både ørret og laks kan leve i sommermånedene i nedre del av Grøndalselva. Det er sannsynlig at laksen aktivt vandrer opp i elva i løpet av sommeren. Hvorvidt gyting og oppvekst utover dette foregår i elva er ikke kjent. I Skorovasselva ovenfor samløpet med Grøndalselva har det ikke vært fisk i undersøkelsesperioden. Det samme gjelder Stallvikelva.

### **Sammenfatning**

Belastningen av tungmetaller i Skorovassdraget er forskjellig i ulike vassdragsavsnitt. Den har også variert gjennom årene som følge av driftsendringer ved gruvene i Skorovatn. Selv om undersøkelsene stort sett har vært svært enkle har de gitt visse informasjon om effekter på biologiske forhold ved ulike belastninger. Et problem er imidlertid at vassdraget også i perioder har vært såvidt surt at en ikke kan utelukke rene pH effekter. I nedre del av Grøndalselva synes konsentrasjoner av kobber i området 5-10 µg Cu/l og 10-100 µg Zn/l (årlige middelverdier) ikke å ha hatt negativ effekt på fisk, men muligens en mindre effekt på bunndyr. Begroingen synes å være berørt med mindre artsrikdom og mengdemessig forekomst. Innholdet av kalsium ligger her i området 3-8 mg Ca/l. Ved konsentrasjoner på 20-40 µg Cu/l og 100-250 µg Zn/l synes fisk ikke å kunne etablere seg, og bunndyr og vegetasjon er sterkt påvirket.

#### **4.10 Huddingsvassdraget**

Huddingsvassdraget ligger i Røyrvik i Nord-Trøndelag og omfattes av flere større vann og elver hvor bare den nedre del - Huddingselva og Vektarbotn - vil bli behandlet i denne sammenheng. Vassdraget starter i fjellområdene inn mot svenskegrensa og renner vestover. Nedbørfeltets størrelse ved utløpet av Huddingsvatn er 184 km<sup>2</sup>. Huddingselva renner herfra i en strekning av ca 5 km ned til Vektarbotn som ligger 445 m o.h. og har et areal av ca 1.5 km<sup>2</sup>. Denne innsjøen har store grunne områder, men også dyp opptil ca 15 m. Vektarbotn er skilt fra Vektaren ved en terskel som hindrer større senkning av vannstanden ved tapping av Vektaren som er regulert.

Vassdraget er forurensset av gruvevirksomhet ved østre ende av Huddingsvatnet. Produksjonen består av kobber- og sinkkonsentrat, mens svovelkisen blir deponert i indre Huddingsvatn sammen med den øvrige avgang. Virksomheten her tok til i 1972 og dette førte raskt til en tilslamming av Huddingsvatnet som virket ødeleggende på produksjonen av fisk og dens næringsdyr. Huddingselva og delvis Vektarbotn fikk

også tilført noe slam. Tungmetallnivået har ikke ligget særlig høyt i vassdraget og effektene av metaller er noe vanskelig å vurdere på grunn av kombinasjonen med avgangsslam fra gravene. Det skal allikevel trekkes frem noen resultater fra Huddingselva og Vektarbotn hvor tilslammingen har vært forholdsvis beskjeden sammenliknet med Huddingvatn.

Huddingsvassdraget er med Huddingselva og Vektarbotn biologisk sett grundig undersøkt av Erling og Bjørn Sivertsen (Sivertsen, E. 1969, Sivertsen, B. 1982). Kjemiske og biologiske undersøkelser er også utført av NIVA siden 1970 som ledd i en kontroll av forurensningene i vassdraget (Grande og Iversen, 1990A). Resultatene herfra vil bli lagt til grunn for de følgende vurderinger.

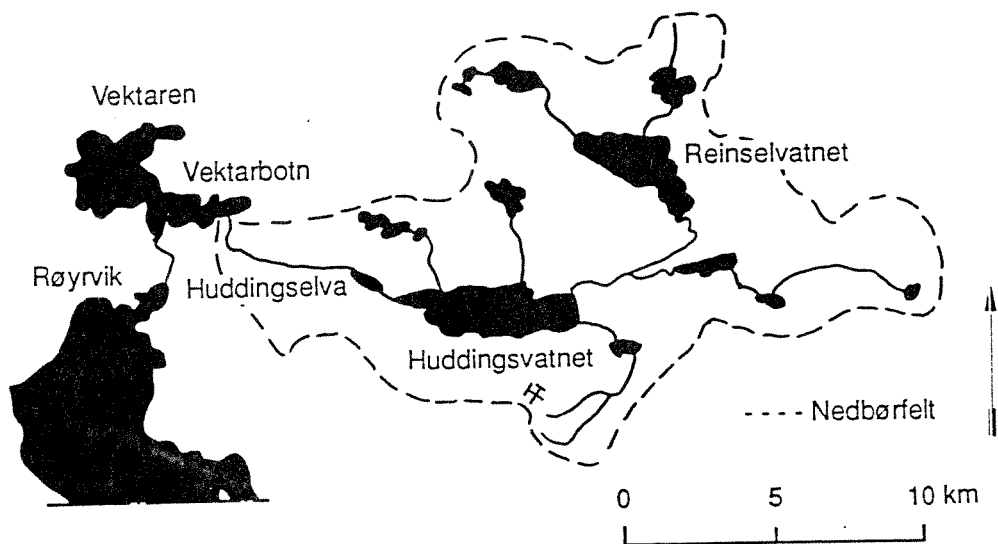


Fig. 39. Huddingsvassdraget

## Kjemi

I tabell 28 og 29 er angitt årlige middelveidier av endel fysisk/kjemiske parametre i Huddingselva og utløpet av Vektarbotn.

Tabell 28. Fysisk/kjemiske analysedata fra Huddingselva (st. 8, ved veibru). Årlige middelveidier.

ÅR	pH	KOND mS/m	TURB FTU	S-TS mg/l	ALK ml/l	SO4 mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe mik/l	Cu mik/l	Zn mik/l	Cd mik/l
1970	7.10	5.39	0.07	1.2		4.0			50.0	30.0	10.0	
1971	7.10	4.18	0.46			2.6			40.0	30.0	10.0	
1972	7.20	5.39	1.10	0.8		3.4			56.0	11.0	14.0	
1973	7.10	4.95	0.90	1.9		5.8			71.0	8.0	11.0	
1974	7.20	4.73	0.42	0.9		7.8			44.0	5.0	7.0	
1975	7.20	5.28	1.13	0.5		8.1			46.0	4.0	9.0	
1976	7.10	5.06	0.59	0.7		6.0			47.0	8.0	13.0	
1977	7.20	5.50	0.50	1.0		9.2			41.0	9.0	23.0	
1978	7.20	5.61	0.98	2.3		11.4			118.	6.6	18.0	
1979	7.10	5.94	0.86	5.3		10.6	8.80	0.47	55.0	15.0	27.0	
1980	7.12	5.71	0.70	0.6		10.4	8.32	0.43	62.0	13.0	31.0	
1981	7.19	6.12	0.65	0.9		10.3	8.59	0.45	68.8	8.3	14.2	
1982	7.18	6.69	1.00	1.0		11.5	9.32	0.49	56.8	8.9	21.7	
1983	7.15	6.46	2.10	4.0		11.0	8.87	0.51	185.	15.0	36.7	
1984	7.15	6.11	1.10	0.9		9.7	8.64	0.47	63.3	15.1	31.7	
1985	7.17	6.96	1.10	1.4		13.2	9.82	0.53	92.3	15.4	31.7	
1986	7.23	7.14	1.10	0.9		13.5	10.6	0.50	118.	14.1	23.6	0.17
1987	7.14	6.98	1.00	1.3	2.24	13.7	9.83	0.47	118.	11.0	30.0	0.17
1988	7.15	6.95	1.10	1.1	2.93	14.0	11.7	0.49	64.0	7.5	19.5	0.10
1989	7.04	5.33	1.50	4.3	2.54	7.1	6.65	0.44	112.	4.0	12.5	<0.10

Tabell 29. Fysisk/kjemiske analysedata fra utløpet av Vektarbotn. Årlige middelveidier.

ÅR	pH	KOND mS/m	TURB FTU	ALK ml/l	SO4 mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe mik/l	Cu mik/l	Zn mik/l	Cd mik/l
1981	7.10	4.23	0.72		9.1	6.24	0.37	64.7	7.7	11.2	
1982	7.04	6.23	0.83		11.1	8.42	0.49	63.8	7.1	17.5	
1983	6.99	6.04	1.28		9.4	8.35	0.51	111.	9.0	16.7	
1984	6.96	5.85	1.10		8.9	7.90	0.46	88.3	7.5	23.3	
1985	7.16	5.82	0.84		10.4	8.25	0.44	102.	8.9	23.3	
1986	7.20	6.20	0.78		11.9	9.23	0.44	98.3	8.5	25.0	0.10
1987	6.94	6.19	0.89	1.89	13.7	8.92	0.46	110.	9.4	26.7	0.13
1988	6.91	6.30	0.90	2.54	12.9	9.18	0.46	95.2	8.6	21.0	<0.10
1989	6.91	5.06	1.4	2.27	6.8	6.25	0.43	114.	5.3	15.8	<0.10

Resultatene viser at kobberverdiene har ligget omkring 8-15  $\mu\text{g Cu/l}$  i perioden 1981-88 i Huddingselva og 7-9  $\mu\text{g Cu/l}$  i Vektarbotn. Sinkverdiene har vært ca 14-37  $\mu\text{g Zn/l}$  og 11-26  $\mu\text{g Zn/l}$  i samme tidsperiode. Forøvrig er vannet svakt basisk og har et relativt høyt innhold av kalsium.

## Biologi

I Huddingselva er det tatt prøver av bunndyr siden 1980. I fig. 40 er vist en oversikt over utviklingen av fire viktige bunndyrgrupper i årene 1980-89. Tabell 30 viser sammensetningen av bunndyr i 1984. Det sees her at fjærmygglarvene er den dominerende gruppe og forekommer i stort antall. Døgnfluene som før var vanlige har avtatt sterkt. Vårfluer og steinfluer har noenlunde stabile forekomster. I 1984 (Grande og medarb. 1985B) viste en mer omfattende undersøkelse av bunndyr på artsnivå at det var de herbivore (detritus og planteetere) steinfluene som hadde avtatt i forhold til en undersøkelse foretatt i 1971 (før gruvevirksomheten startet). Dette fremgår av tabell 31.

Tabell 30. Bunndyr registrert i Renseelva (R) og på stasjonene i Huddingselva (A, B, C og D) 21. august 1984.

Bunndyrgrupper \ Stasjon	R	A	B	C	D
Rundmark (Nematoda)	8	4	4	8	4
Fåbørstemark (Oligochaeta)	64	24	8	8	48
Snegl (Gastropoda)	-	-	-	-	-
Muslinger (Bivalvia)	-	-	-	-	-
Steinfluer (Plecoptera)	288	52	828	184	180
Døgnfluer (Ephemeroptera)	168	-	-	4	-
Vårfluer (Trichoptera)	160	120	88	120	68
Biller (Coleoptera)	32	-	4	16	52
Fjærmygg (Chironomidae)	160	140	460	960	620
Knott (Simuliidae)	8	-	-	8	-
Stankelbeinmygg (Tipulidae)	80	20	4	24	44
Sviknott (Aratopogonidae)	8	-	-	-	-
Sommerfuglmygg	8	-	-	-	-
Vannmidd (Arachnida)	8	4	4	32	16
Småkreps (Zooplankton)	112	36	40	104	44
Marflo (Gammarus lacustris)	4	-	-	-	-
Sum	1108	400	1442	1468	1066
Antall grupper	14	8	9	11	9

Tabell 31. Mengdeforholdet mellom herbivore og karnivore steinfluelarver funnet i Huddingselva (utløpet av Huddingsvatn) i 1971 og i perioden 1974-1984.

	1971	1974-1984
% Herbivore steinfluer	80	65
% Karnivore steinfluer	20	35

De steinfluene det ble funnet mest av var Taeniopteryx nebulosa, Leuctra sp., Isoperla sp. og Capnia sp.

Denne utvikling i retning av færre herbivore arter ble tolket som en respons på tilslamming av egnede næringsemner for disse artene. Metalleffekter synes her altså ikke å være avgjørende.

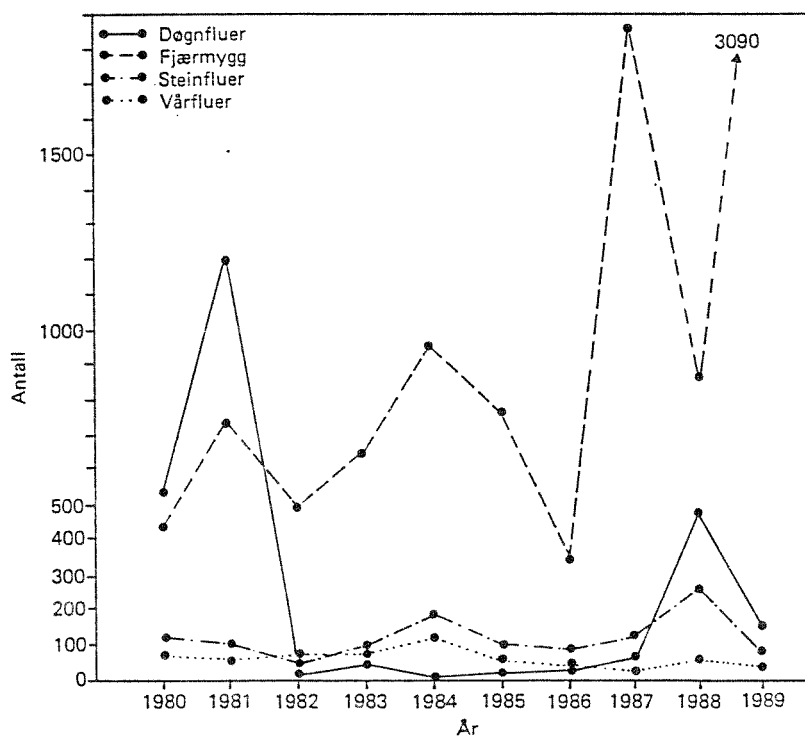


Fig. 40. Viktige bunndyrgrupper i Huddingselva (st. 8), august 1980-1989. Antall pr. 3 x 1 min.

I Vektarbotn er det ikke foretatt systematiske bunndyrundersøkelser i de senere år. Fiskens mageinnhold har derimot vært gjenstand for analyser og dette kan i noen grad reflektere bunndyrforholdene.

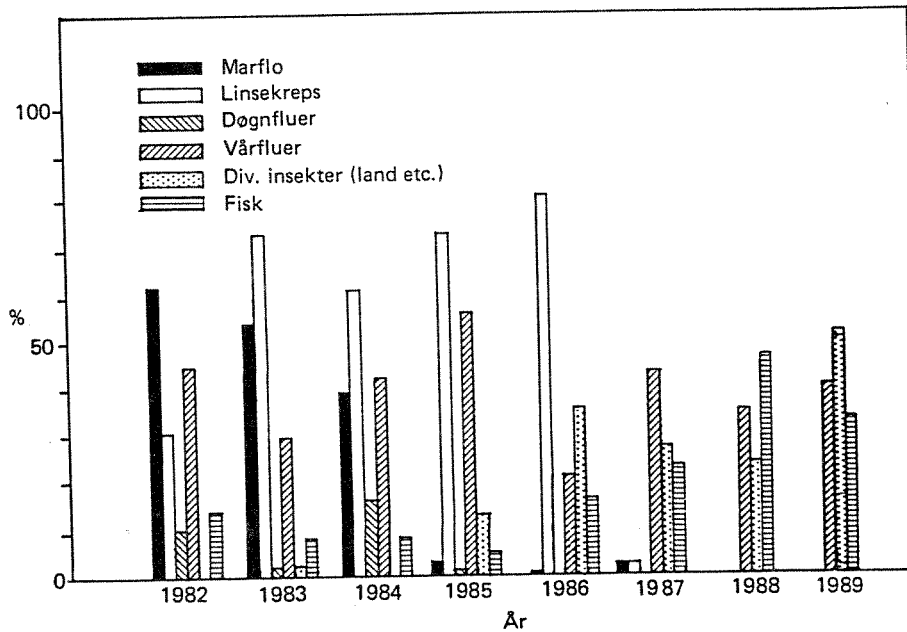


Fig. 41. Mageinnhold i ørret fra Vektarbotn i august i årene 1982-1989. Uttrykt i hele prosent fisk med næringsdyr i magene (frekvensprosent).

I fig. 41 er vist utviklingen i innhold av endel viktige næringsdyr i fiskemagene i årene 1982-1989. Spesielt bemerkelsesverdig er det at marflo og linsekreps er praktisk talt forsvunnet i fiskemagene. Det samme var tilfelle i Huddingsvatn tidlig i 1970-årene, og her ble dette tolket som en effekt av tilslammingen. I Vektarbotn kan det være flere årsaker som skal nærmere belyses under avsnittet om fisk.

Sammenfattende kan en si at det er vanskelig å påvise direkte metalleffekter på bunndyr i Huddingsvassdraget. Dertil er slameffektene såvidt dominerende. Det kan imidlertid konstateres at ved de metallkonsentrasjoner en har (ca 8-15  $\mu\text{g Cu/l}$  i Huddingselva og 7-9  $\mu\text{g Cu/l}$  i Vektarbotn) er det en relativt rikholdig fauna av fjærmygg, steinfluer og vårfluer. De grupper og arter som mangler kan være negativt påvirket av andre faktorer enn metaller - i første rekke partikulært materiale.

## Fisk

Huddingsvassdraget ned til Vektarbotn var inntil forurensningene tok til i 1972 kjent for sitt gode ørretfiske. Huddingsvatnet har da også blitt karakterisert som et av Nord Trøndelags beste fiskevann. Vektaren og Vektarbotn hadde også godt fiske etter ørret og røye, men her virket vassdragsreguleringer i 1960-årene negativt inn på fisket. I begynnelsen av 1970-årene ble ørekyte observert i vassdraget og den

er nå meget alminnelig i Huddingsvatn, Huddingselva og Vektarbotn.

I Huddingsvatn gikk ørretbestanden sterkt tilbake i begynnelsen av 1970-årene. Dette skyldtes først og fremst at fiskens næringsdyr ble sterkt redusert som følge av tilslamming av bunnområdene. Også i Huddingselva ble fisket etterhvert dårligere, noe som skyldes både mindre tilsig av fisk fra Huddingsvatn og dårligere levekår (bl.a. redusert bunndyrfauna) for fisken. Det samme kan sies om Vektarbotn selv om effektene her først viste seg omkring 1980 og var mindre åpenbare enn ovenfor.

I Huddingselva har det vært fisket med elektrisk fiskeapparat i årene 1980-89. Resultatet er vist i fig. 42. Det fremgår av figuren at det hele tiden har vært fisket ørret og ørekyt og noen klar utvikling kan en ikke spore. Fordi en ikke har resultater fra før forurensningen tok til, er det vanskelig å vurdere effektene. Det er imidlertid sikkert at ørekyte kan reprodusere og vokse opp i elva og høyst sannsynlig er dette også tilfellet for ørret. Muligens ville produksjonen vært større uten forurensning på grunn av effektene på fiskens næringsdyr.

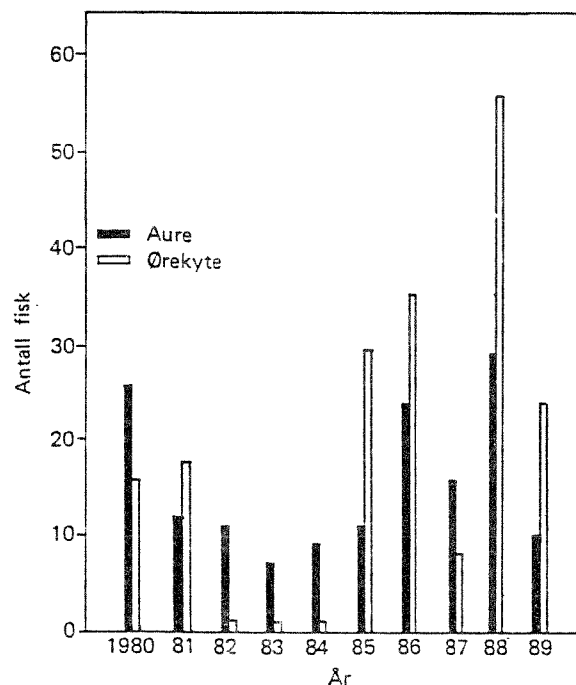


Fig. 42. Elektrofiske i Huddingselva (st. 8), 1980-89. Antall fisk pr. 30 minutter.

I Vektarbotn har det vært fisket med prøvegarnserier siden 1982. Resultatet er fremstilt i fig. 43. Fangstresultatene antyder en nedgang i bestandsstørrelsen siden de første årene. Fangstene er



imidlertid fortsatt relativt gode og kommer i kategorien godt fiske etter Jensen (1979). Fiskens vekst er omtrent som før forurensningene tok til (Ofstad 1967) og kondisjon, kvalitet etc. er middels god. Som nevnt under bunndyr, og som det fremgår av fig. 41, har fiskens ernæring siden 1982 skiftet over til en større andel fisk (ørekyte), mens marflo og linsekreps har avtatt i mageinnholdet. Observasjoner tyder på at bestanden av ørekyte nå er meget stor i Vektarbotn. Det er mulig at en økt bestand av ørekyte kan ha ført til nedbeiting av marflo og linsekreps. At ørekyte kan beite sterkt på marflo er vist bl.a. av Brittain m.fl. 1988.

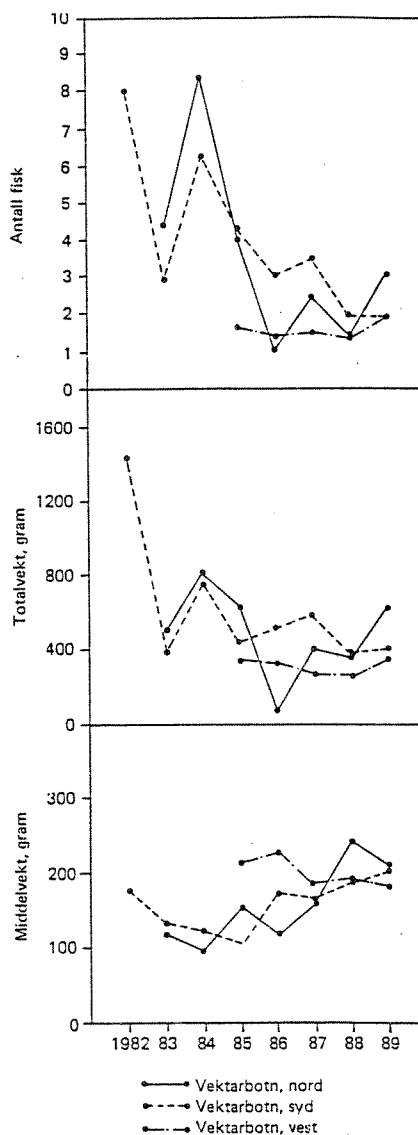


Fig. 43. Fangst pr. garnnatt i Vektarbotn 1982-1989. "Jensen" serie (21-52 mm; 8 garn).

Den nedgang en har sett i fangstene i løpet av 1980-årene skyldes en virkning av forurensninger – og da først og fremst effekten av den økte partikkeltransporten og nedslammingen i vassdraget som har hatt stor negativ virkning på bunndyrene. Ørekyta kan også ha bevirket en endring i næringsdyrenes sammensetning. Det er verdt å merke seg at ørekyta synes å trives godt og danner stor bestand i Huddingselva og Vektarbotn. Det er imidlertid ikke kjent hvordan dens toleranse overfor metaller er i forhold til ørret. Overfor forsuring er den sannsynligvis mer ømtålelig enn ørret.

### **Sammenfatning**

Det synes ikke som om de metallnivåer en har hatt i Huddingselva (8-15 µg Cu/l) og Vektarbotn (7-9 µg Cu/l) er årsaken til de endringer en har konstatert i sammensetning og mengde av bunndyr og fisk siden gruvedriften startet. Disse skyldes først og fremst partikkelforurensninger, men også andre faktorer kan ha hatt betydning.

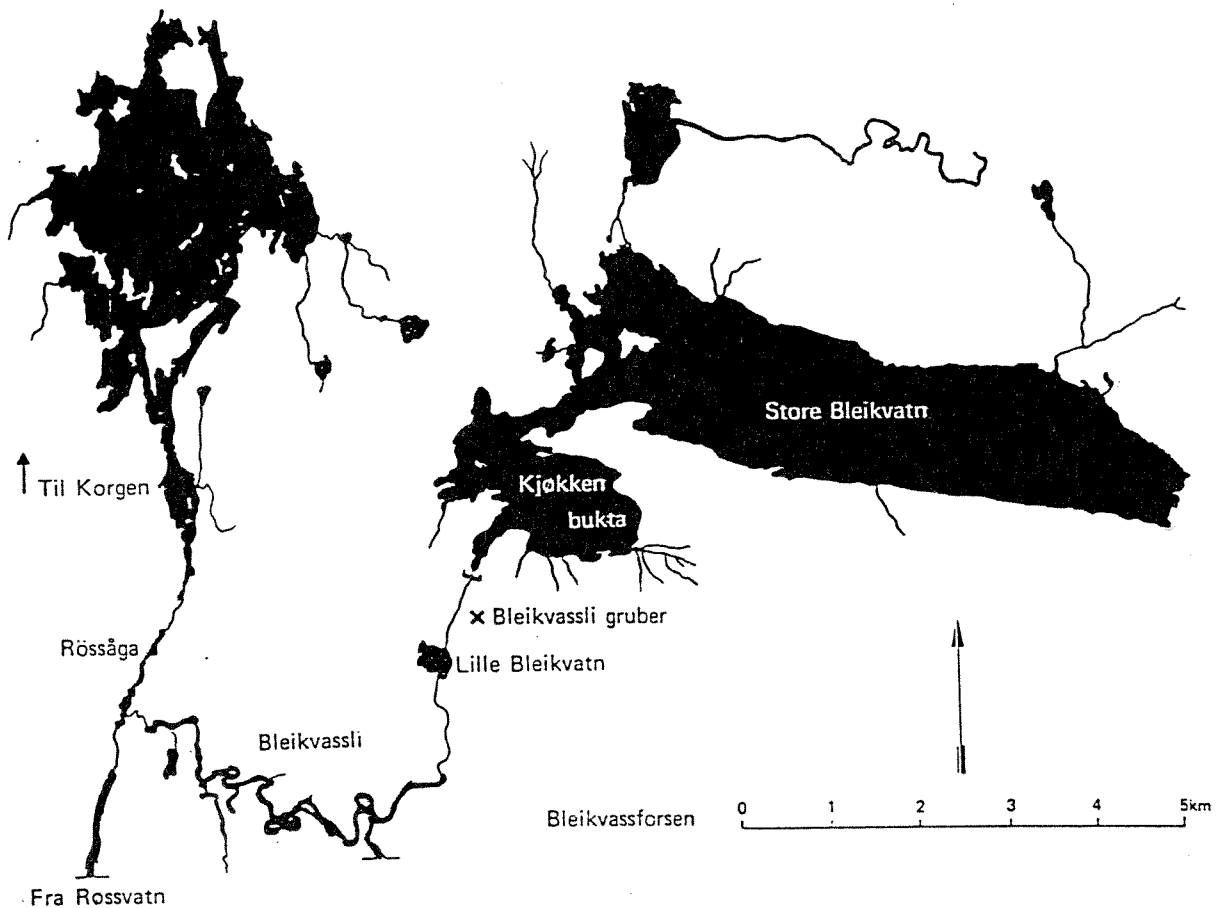
### **4.11 Bleikvatn og Moldåga**

Bleikvatnet og Moldåga ligger i Hemnes i Nordland. Bleikvatnet har et areal av 11.4 km<sup>2</sup>, en dybde på over 100 m og et nedbørfelt på ca 115 km<sup>2</sup>. Vassdraget har sitt utspring i høyfjellsområdene omkring Okstindene med Okstindbreen. I vestre ende er innsjøen avsnørt gjennom et smalt sund til den såkalte Kjøkkenbukta. Denne bukta som er ca 2 km<sup>2</sup> har en dybde av ca 45 m. Bleikvatn og Kjøkkenbukta er regulert for kraftforsyningsformål med en maksimal reguleringshøyde på 21 m. Avløpet fra Bleikvatn, som tidligere rant ned i Moldåga ved Bleikvassli, er nå ført i tunnell over til Røssvatn.

Moldåga, som har et nedbørfelt på ca 64 km<sup>2</sup> har etter reguleringen bare et mindre tilløp fra gruveområdet.

Tidligere ble avgang fra gruvevirksomheten i Bleikvassli deponert i en dam med avløp til Moldåga. Fra februar 1984 ble avgangen overført til Kjøkkenbukta. Produksjonen ved gruvene i Bleikvassli består av bly- og sinkkonsentrat.

NIVA har utført undersøkelser av vannkjemiske og biologiske forhold i Kjøkkenbukta og Bleikvatn og andre deler av vassdraget siden 1984 (Iversen, m.fl. 1989). I 1975 ble det også utført fiskeribiologiske undersøkelser i Bleikvatn med henblikk på å vurdere regulerings effekter (Heggberget m.fl. 1982).



Figur 44. Kart over Bleikvassli-området.

### Kjemi

Belastningen med metaller er størst i Kjøkkenbukta hvor gruveutslippet skjer. I selve Bleikvatn er konsentrasjonene vesentlig lavere og viser små variasjoner såvel på forskjellig dyp som lokalitet. I Moldåga er belastningen noe høyere enn i Bleikvatn. Det er således naturlig å vurdere 3 lokaliteter - Kjøkkenbukta, Bleikvatn og Moldåga hver for seg. I tabell 32 er oppført endel kjemiske parametre fra disse lokalitetene. Det skal her bare velges middelveier fra 1 m - 10 m dyp og bare for årene 1987-89 da dette antas å være noenlunde representativt for forholdene i Bleikvatn og Kjøkkenbukta. Fra Moldåga presenteres middelveier for samtlige data fra 1987 da målingene tok til.

Tabell 32. Fysisk/kjemiske analysedata fra Bleikvatn, Kjøkkenbukta og Moldåga. Årlige middelværdier (se tekst).

	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l
Kjøkkenbukta	7.2	5.1	5.5	0.91	1.6	182	0.30	12
Bleikvatn	7.3	4.4	4.8	0.91	1.8	51	0.10	1.8
Moldåga	7.0	6.6	7.8	1.0	2.3	122	0.25	6.1

Det fremgår av tabellen at vannet er svakt basisk, har et middels høyt innhold av kalsium. Sink- og blyverdiene er høye, mens kobber- og kadmiumkonsentrasjonene er relativt lave. Det knytter seg en viss usikkerhet til analyseresultatene for lave konsentrasjoner av bly.

## Biologi

### Bunndyr og dyreplankton

Bunndyrundersøkelsene i Kjøkkenbukta og Bleikvatn i årene 1983-88 har vist at innsjøene har en fattig fauna som vesentlig består av fjærmygg, fåbørstemark, rundormer samt vannmidd (tabell 33). Faunaen er vesentlig fattigere i Kjøkkenbukta enn i Bleikvatn og dette skyldes utvilsomt deponering av flotasjonsavgang i Kjøkkenbukta. Forøvrig er det vanskelig å vurdere forurensningsvirkningene fordi også reguleringseffekter gjør seg gjeldende. Når et dyr som marflo f.eks. er meget sjelden kan dette skyldes såvel regulering som forurensning.

Tabell 33. Resultater fra bunnfaunaprøvetaking den 20.-21.9.1988. Vannstanden i Bleikvatn var 401.2 m o.h. Antall dyr er gitt pr. m<sup>2</sup>. Det er brukt en Ekman-henter og 0.25 mm maskestørrelse i silen.

Stasjon	Bleikvatn B2			Smalsundet B3			Kjøkkenbukta B6	
	12m	25m	39m	5m	10m	16m	11m	20m
Rundormer (Nematoda)	152	11	65	239	11	-	-	-
Fåbørstemark (Oligochaeta)	305	152	196	555	185	109	-	-
Igler (Hirudinea)	-	-	-	-	-	-	-	-
Snegl (Gastropoda)	-	-	-	-	-	-	-	-
Muslinger (Bivalvia)	239	22	-	98	54	11	-	-
Vannmidd (Hydracarina)	33	-	-	-	-	-	21	-
Fjærmygg (Chironomidae)	1176	218	424	3352	152	370	-	11
Andre tovinger (Diptera)	-	-	-	33	-	-	-	-
Vårfluer (Trichoptera)	-	-	-	-	-	-	-	-
Marflo (Gammarus)	-	-	-	-	-	-	-	-
SUM	1905	403	685	4277	402	490	21	11
Bentiske krepsdyr:								
Hoppekreps (Copepoda)	87	327	207	468	141	583	207	98
Vannlopper (Cladocera)	-	-	-	54	-	22	-	-
Muslingkreps (Ostracoda)	33	11	-	370	11	11	-	-
SUM	120	338	207	892	152	621	207	98
SUM TOTALT	2025	741	892	5169	554	1111	228	109

I bunndyrprøvene ble det også registrert krepsdyr som hoppekreps, vannlopper og muslingkreps. I enda høyere grad gjorde disse seg gjeldende i fiskens mageprøver hvor Holopedum gibberum og Bosmina longispina dominerte. I fiskemagene ble også funnet larver av stankelbein, vårfluelarver og biller. Selv om bunndyrprøvene ikke påviste disse gruppene, viste analysene av fiskemagene at disse tross alt finnes - om enn i små mengder.

Som nevnt er det vanskelig å skille reguleringseffekter fra forurensningseffekter. Enda vanskeligere blir det når en skal se på metalleffekter i forhold til partiklenes betydning. Sannsynligvis spiller metallene en underordnet rolle i denne sammenheng. I allefall synes det som om de viktigste grupper av dyreplankton og fjærmygglarver ikke er berørt i selve Bleikvatn. Med sinkkonsentrasjoner på omkring 50 µg Zn/l og blykonsentrasjoner på 1.8 µg Pb/l er kanskje dette heller ikke å vente. I Kjøkkenbukta derimot er

konsentrasjonene såvidt høye (180 µg Zn/l og 12 µg Pb/l) at også metalleffekter burde forventes.

## Fisk

Bleikvatn og Kjøkkenbukta har en bestand av ørret og røye. I Moldåga er det ørret.

Fiskebestanden i Bleikvatn ble undersøkt i 1975 (Heggberget og medarb. 1982). Det ble da funnet at bestanden for en stor del besto av småfallen røye (middelvekt 57 gram).

I årene 1983-89 har det vært prøvefisket med "Jensen-garnserier" både med henblikk på å vurdere generelle bestandsparametre og akkumulering av tungmetaller i fisk. Resultatene viser at bestanden tilsynelatende har endret seg lite i forhold til i 1975. Fangstene på tilsvarende garnsett er omtrent de samme og fiskens størrelse, vekst, kondisjon, kvalitet og mageinnhold er omtrent det samme. Forurensningene synes altså ikke å ha hatt noen iøyenfallende effekt på bestanden. I tabell 34 er vist resultatene av prøvefisket i 1989.

Tabell 34. Garnfangst i Bleikvatn og Kjøkkenbukta 11.-12. september 1989. Røye (R) og ørret (Ø).

### Bleikvatn

Maskevidde mm	Omfar	Fangst antall		Vekt g		Middelvekt g	
		R	Ø	R	Ø	R	Ø
21	30	4		350		88	
"	"	3		216		72	
26	24	1		180		180	
29	22		2		473		237
35	18						
40	16						
45	14		1		997		997
52	12						
Totalt		8	3	746	1470	93	490
pr. garnnatt		1	0.4	93	184		

### Kjøkkenbukta

Maskevidde mm	Omfar	Fangst antall		Vekt g		Middelvekt g	
		R	Ø	R	Ø	R	Ø
21	30	22		2036		93	
"	"	22	1	1735	597	79	597
26	24	1	1	118	114	118	116
29	22	1		124		124	
35	18						
40	16						
45	14						
52	12						
Totalt		46	2	4013	711	87	356
pr. garnnatt*		5.8	0.3	502	89		

Røya som ble fisket varierte stort sett i vekt fra ca 60-120 gram og lengder fra 19-23 cm. Alderen ble bestemt til 4-5 år for de fleste fisk, dvs. at veksten er langsom. Kondisjonsfaktorene var lave med en middelvei på 0.86 for røye både i Bleikvatn og Kjøkkenbukta.

Ørreten varierte i vekt fra 114-997 gram og lengder fra 23-42 cm. Den midlere kondisjonsfaktor var 1.1, hvilket er bra.

Fangsten pr. garnnatt i Kjøkkenbukta var i 1989 på 502 gram, noe som nærmer seg det som er normalt for norske ørret/røye vann på 500-1000 gram/garnnatt. Som det fremgår av tabellen var fangsten bedre i Kjøkkenbukta enn i Bleikvatn. Dette varierer fra år til annet og skyldes nok tilfeldigheter. Røya opptrer mye i stim og fangstene er avhengig av hvor disse til enhver tid befinner seg. Dette gjør det også vanskeligere å vurdere forurensningseffekter. Fordi fisken kan vandre fritt mellom Bleikvatn og Kjøkkenbukta vet en ikke hvor lenge den har vært på stedet. En må imidlertid kunne slutte at fisken i allefall ikke ser ut til å unngå området med metallkonsentrasjoner på ca 180 µg Zn/l og 12 µg Pb/l (middelverdier).

I 1989 ble det også prøvefisket med stang i Moldåga nedenfor samløpet med bekken fra lille Bleikvatn. Resultatet ble 5 ørret i vekter fra 117-562 gram i løpet av 4 timers fiske. Dette er et brukbart resultat og stemmer bra med uttalelser fra lokalbefolkningen om at det er godt fiske på denne strekningen i Moldåga. Fisken var av bra kvalitet (K = 1.0), hadde rødt eller lyserødt kjøtt og et mageinnhold som besto av insekter, snegl og dyreplankton. Forholdene virker således relativt normale til tross for at middelkonsentrasjonen av sink ligger på 122 µg Zn/l og for bly på 6.1 µg Pb/l. De høyeste målte enkeltverdier er her for sink 530 µg Zn/l og for bly 36 µg Pb/l.

### **Sammenfatning**

Det synes ikke som om middelkonsentrasjoner av sink på fra 50-120 µg Zn/l og bly på ca 2-6 µg Pb/l virker negativt inn på fiskebestanden i området. Det knytter seg imidlertid en viss usikkerhet til analyseresultatene for bly i lave nivåer. De effekter en finner på bunndyr i Bleikvatn og Kjøkkenbukta kan skyldes andre forhold og da først og fremst regulering og partikler fra flotasjonsprosessen i gruvene.

#### 4.12 Sulitjelmavassdraget

Sulitjelmavassdraget ligger i Fauske i Nordland og har sitt utspring i fjellområdene sør-øst for Sulitjelma. Det renner herfra med hovedretning vestover og passerer flere innsjøer inntil det renner ut i Fauskebukta.

Langvatnet som er aktuelt i denne sammenheng, er ca 10 km langt, har et areal av 6.3 km<sup>2</sup> og et største dyp målt til 91 m. Det ligger 126 m o.h. og har ved innløpet (med elvene Balmi, Lomi og Giken) i østenden et nedbørfelt på ca 550 km<sup>2</sup>. Innsjøen er litt vest for midten delt med en fylling som praktisk talt deler innsjøen i to (Avilonfyllingen). Utløpet av Langvatn, Sjonståelva, er regulert og føres nå i tunnell til Øvrevatn.

Gruveområdene i Sulitjelma har avrenning til østenden av Langvatn. Gruvene startet driften i 1891 med produksjon av kobber- og sinkkonsentrat samt svovelkis. Vassdraget har senere vært forurenset med metaller herfra. I forbindelse med oppredningsprosessene blir også vannet tilført flotasjonsavgang som fører til partikkelforurensning.

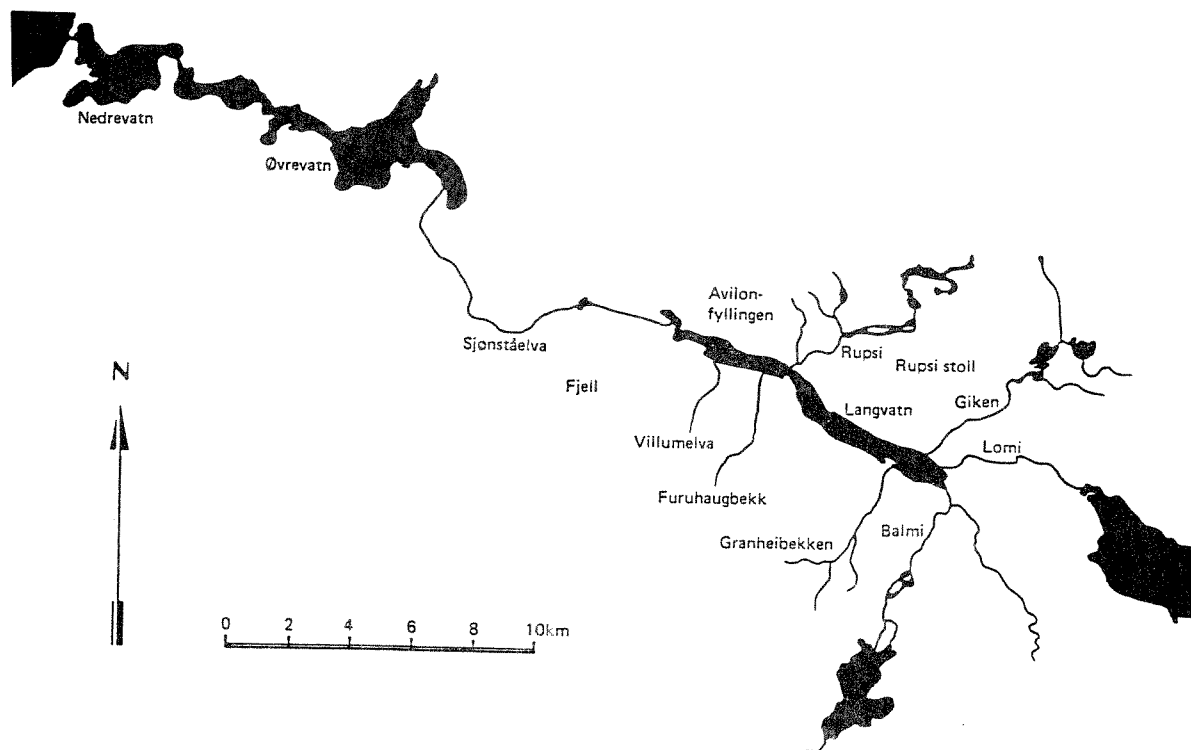


Fig. 45. Utsnitt av Sulitjelmavassdraget.

NIVA har siden 1974 foretatt undersøkelser av fysisk/kjemiske og biologiske forhold i vassdraget (Arnesen og medarb. 1976, Iversen, 1990A). De biologiske undersøkelsene har hatt til hensikt å gi en grov



vært et ledd i en enkel overvåking av vassdraget. Undersøkelsene har fortrinnsvis vært utført i Sjønståelva. Her er imidlertid forholdene uoversiktlige på grunn av reguleringer etc. og resultatene herfra vil derfor ikke bli anvendt. I Øvrevatn er målt relativt høye metallkonsentrasjoner, men lokaliteten er innfluert av sjøvann og blir derfor ikke vurdert.

## Kjemi

NIVA utførte kjemiske undersøkelser av vannprøver fra Langvatn for første gang i 1973. I tabell 35 er ført opp middelverdier av analyseresultater fra periodene 1973-74 og 1988-89. Prøvene er tatt ved samme lokalitet - utenfor Glastunes, og fra 1 og 10 m dyp.

Tabell 35. Fysisk/kjemiske analyseresultater fra Langvatn ved Glastunes. Middelverdier fra to observasjoner.

År	Dyp m	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Ca mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
1973-74	1	7.1	2.9	1.5	3.5	41	60	
	10	7.0	2.8	1.4	3.4	48	55	
1988-89	1	7.1	4.5	2.3	5.0	70	95	0.24
	10	7.0	4.9	2.2	5.1	80	90	0.40

Resultatene viser at vannet er omtrent nøytralt, har et middels høyt innhold av kalsium og har noe partikulært stoff. Metallverdiene er relativt høye og det er kobber som er mest betydningsfullt. Det kan se ut som om metallinnholdet har økt noe i perioden fra 1973-89.

## Biologi

### Bunndyr og dyreplankton

I 1974 ble det tatt prøver av bunndyr med Van-Veen grabb i Langvatn på flere stasjoner og dyp. Resultatet er vist i tabell 36.

Tabell 36. Bunndyr fra Langvatn ved Furulund 15/8 1974. Antall dyr pr. m<sup>2</sup>. 5 klipp pr. dyp.

Dyregruppe	Dyp, m	
	2.5	9
Børstemark	50	10
Vårfluelarver	10	
Fjærmygglarver	140	10

Selv om dette bare er en stikkprøve, viser den at dyrelivet under alle omstendigheter var meget fattig. Senere stikkprøver har vist det samme. Bunndyrfaunaen besto vesentlig av små mengder fjærmygglarver og børstemark.

Ved samme anledning ble det tatt prøver av dyreplankton med vertikalt hovtrekk fra 10 m dyp. Dette åpenbarte et meget fattig dyreplankton med bare en art av hoppekreps, Cyclops scutifer i et lite antall.

Selv om det her bare er tatt spredte prøver fremgår det at faunaen er meget fattig, noe en også kunne vente med de høye kobberkonsentrasjoner en har i innsjøen. En skal imidlertid ikke se bort fra at også partikulært materiale (flotasjonsavgang) og metallforurensning av sedimentene også spiller en rolle.

### Fisk

Langvatn var ifølge opplysninger fra lokalbefolkningen tidligere et godt ørretvann, men etter at gruvedriften kom igang forsvant fisken. Heller ikke i årene fra 1974-1989 har det vært noen bestand av fisk i vannet. Av og til blir det imidlertid observert fisk og da fortrinnsvis i den ytre del av innsjøen innenfor elveoset. Dette er da utvilsomt fisk som kommer ned med tilløpselvene, bl.a. Willumelva, og som oppholder seg en viss tid i vannet. I følge opplysninger av folk på stedet skal det flere ganger være observert "syk" eller døende fisk i vannet og dette er vel da slik fisk som er blitt gående for lenge og etterhvert blitt forgiftet av metaller.

Det er sannsynlig at metallkonsentrasjonene i Langvatn er så høye at de virker direkte giftig på fisk. Selv om næringsfaunaen er fattig burde en allikevel kunne hatt en sparsom bestand av fisk om vannet ikke hadde vært giftig. En ikke ubetydelig del av fiskens næring tilføres jo i perioder også fra land - fluer, biller, maur osv.

## Sammenfatning

De metallkonsentrasjoner en har i Langvatn (40-70  $\mu\text{g Cu/l}$ , 55-95  $\mu\text{g Zn/l}$ ) er sannsynligvis så høye at de virker direkte toksisk på fisk ved lengre tids eksponering. Såvel bunndyr som dyreplankton synes også sterkt påvirket og er meget sparsomt utviklet.

### 4.13 Andre lokaliteter

#### 1. Langdalstjern

Langdalstjern ligger 338 m o.h. nord på Holleia i Ringerike kommune på Tyrifjordens vestside. Det har et areal på 3.5 hektar. Tjernet får tilførsel av metallholdig vann fra den nedlagte Langdalen kobber- og nikkelgruve på Gruvåsen. Det er foretatt undersøkelser av vannkvaliteten i Langdalstjernet (Iversen og Johannessen, 1984, Iversen, 1990). Biologiske undersøkelser er såvidt vites ikke utført, men det foreligger opplysninger om fiskeforholdene fra lokalkjente folk (Tyristrand jeger- og fiskeforening).

#### Kjemi

Det er av NIVA tatt noen spredte prøver av metaller fra Langdalstjern (Iversen og Johannessen, 1984, Iversen, 1990B). Resultatene er fremstilt i tabell 37.

Tabell 37. Kjemiske data fra utløpet av Langdalstjern, 1983 og 1990.

Dato/år	pH	Kond mS/m	Cu $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Co $\mu\text{g/l}$	Cd $\mu\text{g/l}$
18.10.83	5.5	2.8	10	12	-	<0.1
24.10.83	5.8	2.9	10	17	-	<0.1
2.11.90	6.0	3.0	8.8	12	<5	-

Resultatene viser at vannet er svakt surt og har et relativt lite innhold av elektrolytter. Kobberverdiene ligger omkring 10  $\mu\text{g/l}$  og nikkelverdiene noe høyere, fra 10-20  $\mu\text{g/l}$ .

#### Biologi

Det er ikke foretatt biologiske undersøkelser i tjernet, men ifølge lokalkjente folk har vannet en god bestand av abbor og ørret som reproducerer i tjernet og i utløpsbekken (ørret). Vanlig størrelse på ørreten er opp til ca 2-300 gram, men større fisk finnes også. Tjernet

## Biologi

Det er ikke foretatt biologiske undersøkelser i tjernet, men ifølge lokalkjente folk har vannet en god bestand av abbor og ørret som reproducerer i tjernet og i utløpsbekken (ørret). Vanlig størrelse på ørreten er opp til ca 2-300 gram, men større fisk finnes også. Tjernet anses for å være et godt fiskevann på samme nivå som andre liknende vann i området.

## Sammenfatning

Langdalstjern har en tilsynelatende normal fiskebestand av abbor og ørret ved metallkonsentrasjoner på ca 10 µg Cu/l og 10-20 µg Ni/l. Materialet er imidlertid lite til å trekke sikre konklusjoner.

## 2. Skjærdalselva

Skjærdalselva renner fra Væleren på Holleia i Ringerike kommune og munner ut i Tyrifjorden ved Tyristrand. Ved utløpet av Væleren ligger Ringerike Nikkelverks gamle smeltehytte og råmalm- og slaggrester fra tidligere virksomhet. Det er foretatt noen få målinger i Skjærdalselva som viser tungmetallanrikning (Tyrifjordutvalget, upubl. i Iversen og Johannessen, 1984 og Iversen, 1990B). Det foreligger opplysninger fra lokalkjente folk om fiskeforholdene (Tyristrand jeger- og fiskerforening).

## Kjemi

I tabell 38 er oppført noen data fra Skjærdalselva fra 1978 og 1990. Dataene fra 1978 stammer fra vannprøver tatt nær utløpet i Tyrifjorden, ca 6 km nedenfor smeltehytta. Prøven fra 1990 er tatt like nedenfor smelteverksområdet.

Tabell 38. Kjemiske data fra Skjærdalselva 1978 og 1990.  
1978 middelferdi av 7 prøver (24/4-20/11).  
1990 - en prøve.

Dato/år	pH	Kond mS/m	Cu µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	Zn µg/l
1978	7.0	4.8	15	-	-	10
1990	6.4	4.1	9.9	18	<5	

Vannet er svakt surt og har et middels høyt innhold av elektrolytter. Kobberinnholdet ligger på ca 10-15 µg/l og nikkelinholdet på 18 µg/l ifølge de få analysedata som foreligger.

### Biologi

Ifølge opplysninger fra Tyristrand jeger- og fiskerforening skal Skjærdalselva ha en normalt sammensatt fiskebestand med ørret som viktigste fiskeart. Ørreten er småfallen slik en kan forvente i en elv av denne type. Forøvrig finnes de samme artene som i Væleren, bl.a. ørekyte (kime). Forholdene karakteriseres som normale for denne type vassdrag.

### Sammenfatning

Kobber- og nikkelskonsentrasjoner på henholdsvis 10-15 µg Cu/l og 18 µg Ni/l (1 måling) ser ifølge opplysninger fra lokalkjente ikke ut til å forårsake vesentlige skader på fiskebestanden i vassdraget. Nærmere undersøkelser er nødvendig for å bekrefte dette.

### 3. Åsterudtjern

Åsterudtjernet ligger i Ringerike kommune ved Nakkerud på Tyrifjordens vestsida. Tjernet ligger 146 m o.h. og har et areal av ca 11 hektar. Det har tilførsel fra det nedlagte Ertelien kobber- og nikkellgruve. Aktiviteten ble innstilt i 1920. Åsterudtjernet var før gruvedriften et brukbart fiskevann, men fisken forsvant under driftsperioden. Det er foretatt noen spredte analyser av vannet i innsjøen og utløpet i de senere år av NIVA.

### Kjemi

I november 1990 ble det tatt vannprøver fra Åsterudtjern som viste følgende resultater (Iversen, 1990B):

pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Co µg/l
6.35	15.1	52	110	480	19

Analysene viste at vannet har høyt innhold av elektrolytter og metallene kobber, nikkel og kobolt.

### Biologi

Det er ikke foretatt biologiske undersøkelser i innsjøen. Ifølge opplysninger fra lokalkjente personer skal det ha vært utsatt abbor og

## Biologi

Det er ikke foretatt biologiske undersøkelser i innsjøen. Ifølge opplysninger fra lokalkjente personer skal det ha vært utsatt abbor og ørret i vannet for endel år siden. Siden skal det ha vært observert abbor og "smådyr" i vannet. For å verifisere dette vil det bli foretatt et prøvefiske i 1991 av NIVA.

### Sammenfatning

Før det er foretatt biologiske undersøkelser i Åsterudtjern kan en ikke trekke konklusjoner om effekter.

### 4. Stillebekken

Stillebekken har tilløp fra områdene rundt Vakkerlifjell i Kvikne kommune. Et av tilløpene drenerer en liten forekomst med utdrevet nikkelholdig malm. En enkelt prøvetakingsserie i 1990 viste at tilløpet hadde et kobber- og nikkelinnhold på henholdsvis 2 og 13 µg/l. Bekken var her meget liten, men hadde forekomst av årsyngel av ørret. Denne var sannsynligvis resultat av gyting av stasjonær ørret i området. Lokaliteten er interessant fordi den viser at ørret reproducerer ved forhøyede nikkelkonsentrasjoner nær et antatt grenseområde for giftvirkning. Nærmere undersøkelser må foretas før konklusjoner kan trekkes.

### 5. Jamtbekken

#### Vassdrag og nedbørfelt

Jambekken kommer fra fjellområdene nord for Aursunden og munner ut i Aursunden ved Jambvollen. Vassdraget har en lengde av ca 6 km og nedbørfeltet et areal av ca 9 km<sup>2</sup>. I nordenden av feltet ligger den nedlagte Klinkenberggruva med produksjon av kobber- og sinkholdig malm.

Jambekken har såvidt vites ikke vært undersøkt tidligere hverken når det gjelder kjemiske eller biologiske forhold. I forbindelse med denne undersøkelsen ble det i 1990 tatt vann- og bunndyrprøver ved Jambvollen nær munningen i Aursunden (Iversen, 1990B).

## Kjemi

I tabell 39 er oppført kjemiske data fra Jamtbekken ved Jamtvollen.

Tabell 39 Kjemiske data fra Jamtbekken ved Jamtvollen

Dato/år	pH	Kond. mS/m	TOC mg C/l	Ca µg/l	Mg mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
24.6.90	6.3	1.9	1.2	1.6		90	200	0.43
28.8.90				4.3		90	410	0.73

Analysen viser at vannet er svakt surt, har et lite innhold av organisk stoff og lite til middels innhold av kalsium. Kobber- og sinkkonsentrasjonene er høye.

## Biologi

### Generelle forhold

Innsamlingen av bunndyr viste at faunaen i bekken var meget fattig (tabell 40).

Tabell 40 Bunndyr i Jamtbekken, 24 juni 1990. 3x1 min.

Dyregruppe	Antall
Midd	10
Steinfluelarver	20
Fjærmygglarver	120
Totalt	150
Antall grupper	3

Hverken døgnfluelarver eller vårfluelarver ble funnet og antallet av steinfluer og fjærmygg var lite.

## Fisk

Ifølge opplysninger finnes ikke fisk i Jamtbekken på de berørte strekninger nedenfor gruveområdet.

## Sammenfatning

Metallinnholdet i Jamtbekken er for høyt (90 µg Cu/l) til at fisk kan leve her. Bare enkelte tolerante arter av grupper som midd, steinfluer og fjærmygg ble funnet.

## 6. Gilsåa

Gilsåa munner ut i Dalåa i Meråker. Den har tilførsler fra flere nedlagte kisgruver i området omkring Gruvfjellet. Lillefjellet gruve som var i drift i perioden 1876–1920 har her størst betydning. Det foreligger noen få kjemiske analyser fra Gilsåa ved Rotvoll (Iversen, 1990B). Videre er det av NIVA foretatt en enkel observasjon av bunnfauna i 1990. Jo Vegard Arnekleiv (pers. opp.) har også tidligere foretatt undersøkelser av bunnfauna og innhentet foreløpige opplysninger om fisket fra lokalbefolkningen.

De kjemiske analyseresultatene fremgår av tabell 41.

Tabell 41. Kjemiske analyseresultater fra Gilsåa ved Rotvoll (Iversen, 1990B).

Dato/år	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Fe µg/l	Cd µg/l
30.6.87	6.84	1.78	1.5	33	60	125	0.10
14.8.89	7.12	2.79	2.0	19	70	148	<0.10
26.6.90	6.98	1.59	1.1	13	20	62	0.13

Resultatene viser at vannet er omtrent nøytralt, har relativt lav ledningsevne og et varierende innhold av kobber og sink. Middelerdien for kobber er ca 22 µg Cu/l og for sink 50 µg Zn/l.

Undersøkelsene av bunnfaunaen foretatt av NIVA i 1990 viste forekomster av alle de normalt forekommende viktige dyregrupper (døgnfluer, steinfluelarver, fjærmygglarver, knott og medarb.). Ifølge opplysninger skal det være lite eller ikke fisk mellom utløpet fra Lillefjell gruve og Rotvoll. Fra Rotvoll og nedover skal det



etterhvert bli noe ørret. Lokaliteten er for lite undersøkt til å trekke konklusjoner, men det kan være indikasjoner på at konsentrasjonene av metall i Gilsåa ved Rotvoll er omtrent på grensen av hva ørret kan tåle i dette vassdraget.

## 5. AKKUMULERING AV TUNGMETALLER I FISK

Oppkonsentrering av metaller i fisk kan tenkes å virke skadelig på fisken selv eller på dyr (mennesker) som spiser fisken. Hvilke nivåer som medfører skade for fisken selv er lite kjent, mens en har eksempler på at mennesker har blitt forgiftet av å spise fisk med høyt kvikksølvinnhold.

De metaller som er særlig aktuelle i forbindelse med norsk gruvevirksomhet er kobber, sink, kadmium, bly og nikkel. I helsemessig sammenheng knytter det seg størst interesse til de "ikke essensielle" metallene bly og kadmium (stoffer som ikke er livsnødvendige). Nikkel er vel forholdsvis lite aktuelt i denne sammenheng da det bare finnes i små mengder og på få lokaliteter som forurensning fra gruver. Det er da heller såvidt vites ikke foretatt analyser av mengden av dette metallet i fisk i forbindelse med gruveforurensning i Norge. For de fire andre metaller foreligger det noen undersøkelser hvor hensikten har vært å bestemme nivåene i filèt (muskulatur) og lever. Disse undersøkelsene har vært utført av NIVA (Grande og medarb. 1985A og B, Iversen og medarb. 1989) bl.a. i Huddingvassdraget, Tunnsjøen, Bleikvatn og Moldåga. Sørstrøm og Rikstad (1985) utførte en større undersøkelse i vassdrag i indre Namdalen. EIFAC (1977) tok også analyser av metallinnhold i fisk i forbindelse med undersøkelsene i Ringevatn og Hostovatn. Tilsammen burde disse undersøkelsene kunne gi et bilde av den betydning bioakkumulering av metaller har i forbindelse med gruveforurensning. I det følgende skal det gis en kort oppsummering av resultatene belyst med noen eksempler.

I fig. 46 og 47 er oppført resultatene av metallundersøkelser i ørret og røye fra Bleikvatn og Kjøkkenbukta. Nærmere detaljer om metallnivåer og fiskens størrelse etc. i Bleikvatn og Kjøkkenbukta er oppført i tabell 32 og 34. Det må bemerkes at kobbernivået her var lavt og dermed har mindre interesse. Til sammenlikning er vist resultatene fra en uforurenset innsjø, Svartvatn. Materialet her besto bare av ørret i størrelser på 20-30 cm og alder 3-5 vintre.

Resultatene er noe variable og dette kan skyldes såvel metodiske forhold som naturlige variasjoner. Generelt kan en si at forskjellene mellom referansesjøen og Bleikvatn/Kjøkkenbukta er små for kobber og sink både i lever og filèt. Dette er også som en kunne vente for disse "essensielle" metallene og som fisken åpenbart har en viss evne til å regulere mengden av. For bly er det relativt små forskjeller i filèt, men betydelig forskjell i lever. For kadmium er det litt forskjell i

muskulatur og betydelig i lever. Bly og kadmium ser altså ut til å akkumuleres i lever, men bare i liten grad i muskulatur. Dette må også forventes ut fra andre undersøkelsesresultater (Grande, 1987, Knutzen, 1987). Det må presiseres at nivåene i muskulatur for alle metallene er lave og under det som kan representere noen fare ved konsum (Knutzen, 1987). De er imidlertid noe over det som er omtalt som bakgrunnsnivåer (Grande, 1987) for metaller i ferskvannsfisk. Verdiene i lever er vesentlig høyere, men lever fra ferskvannsfisk konsumeres vanligvis ikke og har derfor mindre interesse fra et helsesynspunkt.

Sørstrøm og Rikstad (1985) fant ingen tydelig tendens til akkumulering av kobber, sink eller kadmium i prøver av muskelvev fra fisk i gruveforurensede lokaliteter i indre Namdal (Huddingsvassdraget, Limingen og Tunnsjøen). I lever derimot ble det funnet en viss anrikning av kobber og kadmium. Også i dette området lå tungmetallinnholdet i fisk så lavt at det ikke representerte noen fare ved konsum. Disse resultatene stemmer godt med andre undersøkelser utført i samme område (Grande og medarb. 1985 A og B).

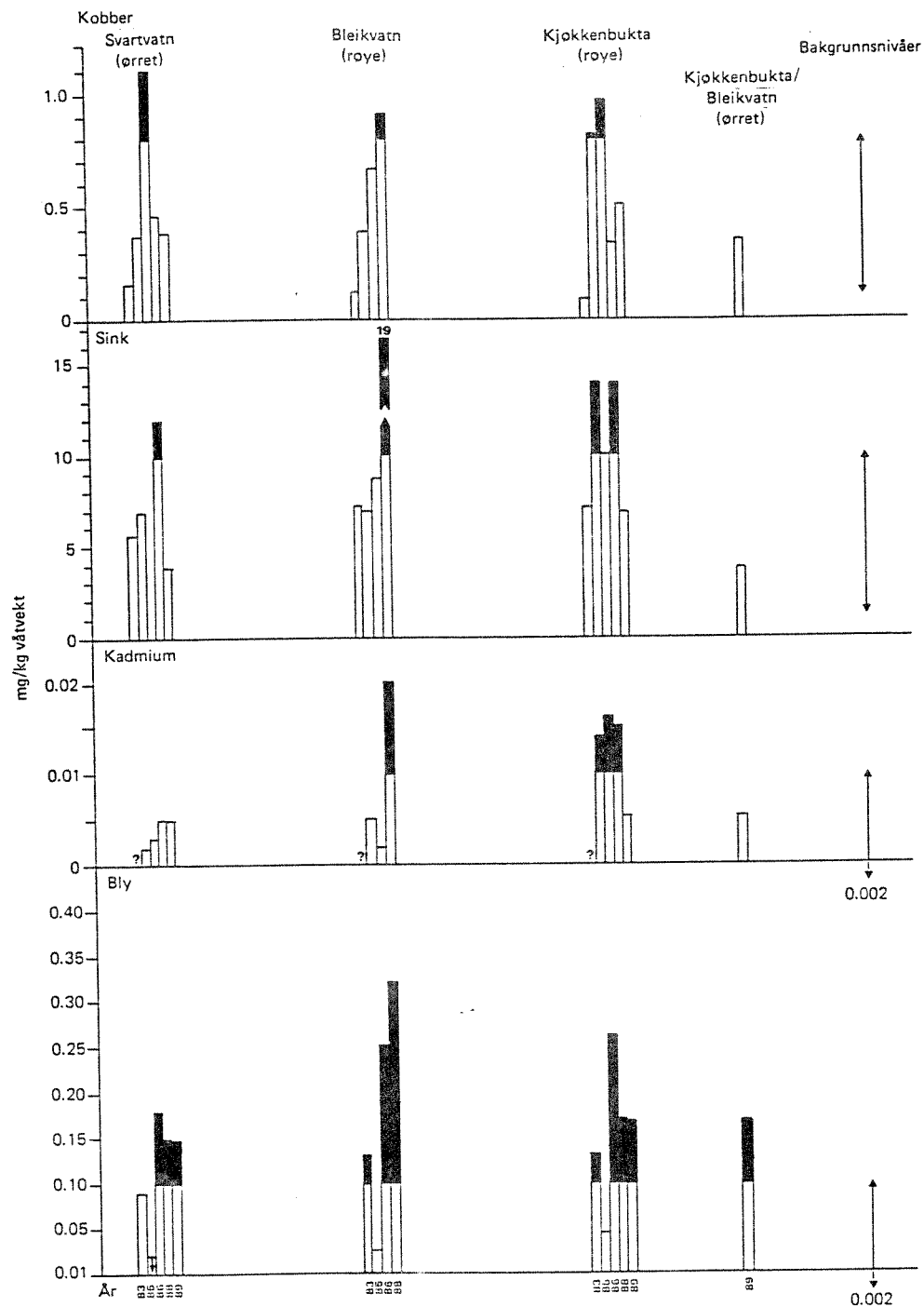


Fig. 46. Tungmetaller i filèt (muskulatur) av ørret og røye fra Bleikvatn, Kjøkkenbukta og Svartvatn. Middelerdier 1983, 85, 86, 88 og 89. Mg/kg våtvekt. Sorte felter: høyere enn bakgrunn.

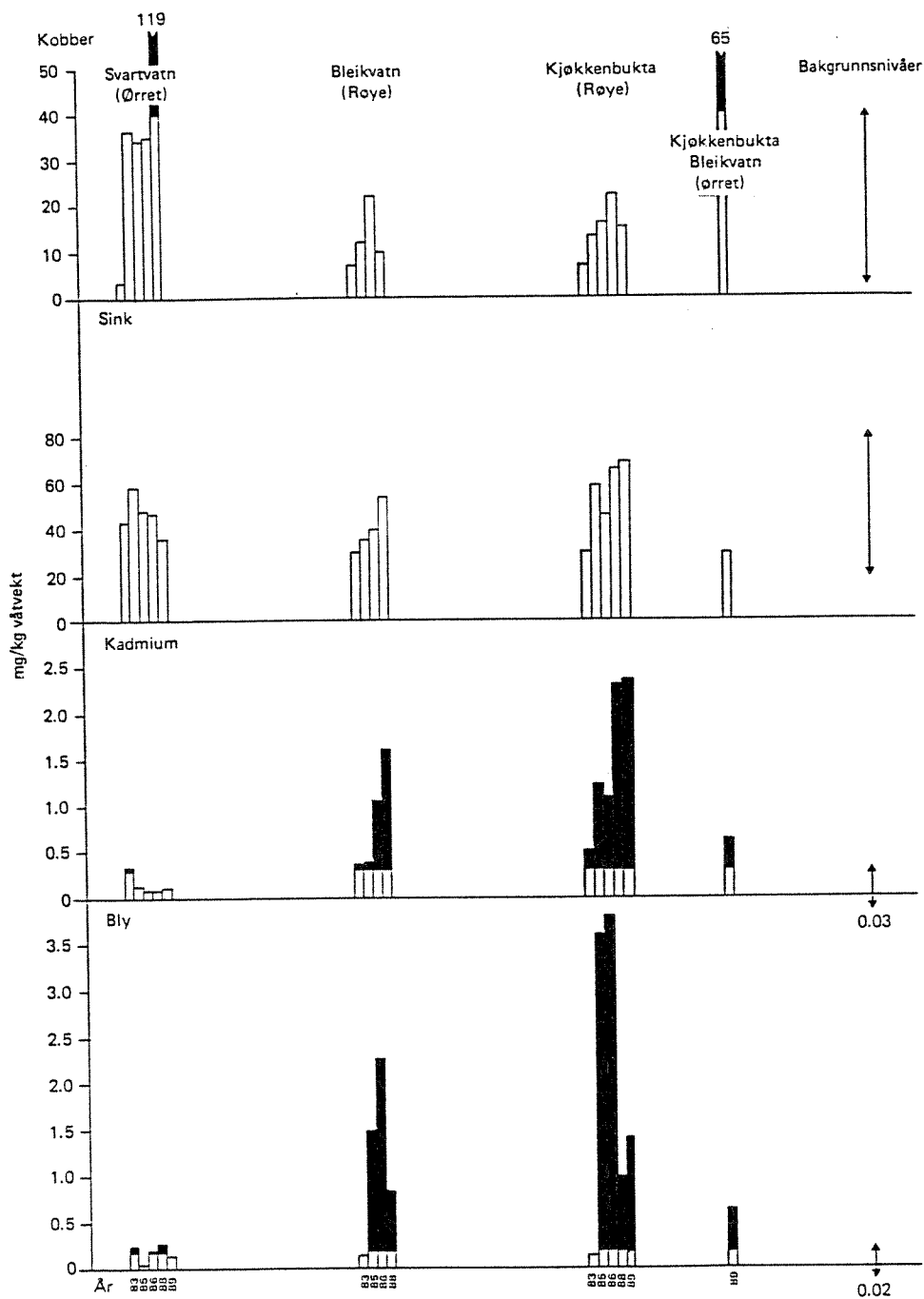


Fig. 47. Tungmetaller i lever og ørret og røye fra Bleikvatn, Kjøkkenbukta og Svartvatn. Middelerverdier 1983, 85, 86, 88 og 89 fra venstre. Mg/kg våtvekt. Sorte felter: høyere enn bakgrunn.

Andre undersøkelser bekrefter i hovedsak det som her er funnet. Kadmium akkumuleres i lever, men bare i liten grad i filèt. Kobber og sink ser ikke ut til å akkumuleres i muskelvev - muligens noe i lever. For bly foreligger ikke andre norske undersøkelser. Konsum av fisk fra norske vassdrag som er forurenset fra gruvevirksomhet ser ikke ut til å representere noe helsemessig problem. De virkninger av metaller som er konstatert overfor fisk kan forklares ut fra direkte, mer akutte giftvirkninger av relativt høye konsentrasjoner.

## **6. SAMMENFATTENDE VURDERINGER**

### **6.1 Effektnivåer i de undersøkte vassdrag**

Virkninger av metaller på biologiske forhold er avhengig av såvel abiotiske (fysisk/kjemisk) som biologiske faktorer. Til de abiotiske hører vannkvalitet hvor spesielt pH, hardhet (eller kalsiuminnhold), organisk stoff og partikulært stoff spiller en viktig rolle. Til de biotiske hører sammensetning av organismer. I denne undersøkelsen er det fisken som er satt i fokus. De forskjellige artene har ulik toleranse overfor metaller. Laksefiskene hører til de mest ømtålelige og laksen er sannsynligvis den av våre arter som er minst tolerant overfor tungmetaller. Dessverre vet en ikke nok om artenes toleranse til å kunne trekke sikre slutninger om graden av effekter utfra fiskebestandens sammensetning. På enkelte lokaliteter med høye metallkonsentrasjoner finnes f.eks. røye og/eller sik, men lite eller ikke ørret. Spørsmålet er da om dette skyldes at ørreten er skadelig påvirket av metallene eller om andre årsaker ligger bak (f.eks. ulikt næringsunderlag, næringssøk osv.). I andre vassdrag finnes f.eks. bestander av ørekyte, stingsild eller steinulke og lite eller ikke laksefisk. Også her må en melde pass idet en kjenner lite til disse artenes toleranse i forhold til laksefiskene. Når vi derfor i det følgende skal vurdere påvirkningene må dette i noen tilfelle baseres på et visst skjønn ut fra mulige effekter av andre faktorer, som f.eks. beskatning, gytemuligheter osv.

I tabell 42 er det gitt en oversikt over de lokaliteter som er nevnt i den foregående tekst med de antatt viktigste kjemiske parametre som er målt og en verdifastsettelse av fiskebestanden. Verdifastsettelsen er som følger:

Verdi 1 Ingen forekomst av fisk.

- " 2 Enkelte eksemplarer av større fisk finnes i allefall i perioder.
- " 4 Bestander av mulig tolerante fiskearter. Enkelte eksemplarer av laksefisk finnes.
- " 5 Bestander av laksefisk finnes, men reproduksjon skjer vesentlig utenfor lokaliteten.
- " 6 Normale bestander av laksefisk som sik og røye som reproduserer innenfor lokaliteten. Ørretbestanden kan være god, men reproduksjonen kan skje utenfor lokaliteten. Laks kan finnes, men liten eller ingen reproduksjon skjer innenfor lokaliteten.
- " 6,5 Laks og ørret reproduserer med sikkerhet innenfor lokaliteten. Normale bestander, godt fiske.

Det er åpenbare vanskeligheter med et system som dette, men det blir allikevel gjort et foreløpig forsøk av hensyn til en eventuell senere statistisk bearbeidelse av materialet. I enkelte tilfelle skulle kanskje verdiene vært satt høyere enn det her er gjort. Spesielt kan dette gjelde for lokaliteter hvor det ikke skjer reproduksjon, men hvor dette skyldes andre årsaker enn metallpåvirkning. Videre er det mange lokaliteter hvor f.eks. laks ikke finnes av naturlige årsaker. Verdien her er imidlertid satt bare en halv (0,5) enhet høyere enn lokaliteter hvor andre laksefisker reproduserer.



Tabell 42. Sammenheng mellom tungmetallinnhold og fiskebestander i gruveforurensende vannforekomster. Middelskonsentrasjoner.

Lokalitet/år	pH	Ca mg/l	TOC mg C/l	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Fisk Bestandsverdi
Visnesvatn, 1989	6.4	13	5.3	55	400	0.66			5
Nysæterbekken, 1980-89	7.1	13	2.1	1.1	400	2.1			4
Folla, Folshaugmoen 1981	7.3	27	2.8	24	84	-			5
1987	7.2	28	2.4	35	87	0.28			4
Tunna, 1989	6.6	3.5		21	20	<0.1			2
Stubsjøen, 1989	6.9	4.5	4.1	24	18	<0.1			5
Sørsjøen, 1989	6.8	3.9	3.3	15	18	0.16			6
Djupsjøen 1971-89	7.2	7.4	3.5	34	190	0.34			6
Stikkilen, utl. 1988-90	7.4	6.7	3.4	25	123	0.12			6
Gaula, Ålen 1989	6.9	4.1	3.0	48	105	<0.3			1
" , Eggafossen, 1989	6.9	3.1	3.3	24	58	<0.2			6
" , Singsås, 1989	6.9	2.8	3.9	12	34	<0.1			6.5
Ya, 1981	7.4	8.8		22	12	0.30			6
" , 1988	7.2	7.0	2.6	75	15	0.05			1
Orkla, Stai, 1981	7.4	13		14	23	0.22			6
" " , 1988	7.1	9.7	3.3	18	18	<0.1			6
Orkla, Vormstad, 1981	7.3	16		79	130	0.7			5
" " , 1989	7.2	8.1	3.3	21	34	0.07			6,5
Ringevatnet, 1976-90	7.3	6.5	3.5	38	77	0.32			6
Hostovatnet, 1976-90	7.1	5.9	3.7	24	51	<0.1			6
Grøndalselva, 1975	6.3	3.8	4.7	33	180	-			2
" , 1989	6.4	3.0		9.3	74	0.15			6
Huddingselva, 1985	7.2	9.8	1.9	15	32	-			6
Vektarbotn, 1985	7.2	8.3	2.1	9	23	-			6
Bleikvatn, 1987	7.3	4.8		1.8	51	0.10	1.8		6
Kjøkkenbukta, 1987	7.2	5.5		1.6	182	0.30	12		5
Moldåga, 1987	7.0	7.8		2.3	122	0.25	6.1		6
Langvatn, 1974(Sulitjelma)	7.1	3.5	1.1	41	60				2
Langdalstjern	6.0			8.8				12	6
Skjerdalselva	6.4			9.9				18	6
Åsterudtjern	6.4			110				480	2(?)
Stillebekken	7.5			2				13	6(?)
Gilsåa	7.0			22	50				5(?)
Jambekken, 1990	6.3	3.0	1.2	90	305	0.58			1

De oppførte kjemiske analyseverdier er middelveidier av et svært varierende antall analyser. Spredningen innen enkeltverdiene varierer også mye. I enkelte innsjøer (Ringevatn, Hostovatn, Djupsjøen m.fl.) er spredningen liten, mens den er større i enkelte elver. Det er mulig at sterkt varierende konsentrasjoner virker mer negativt enn jevnere konsentrasjoner med samme middelveid. Dette er muligens en forklaring på at det er i innsjøene en finner de høyeste middelveidier med normale fiskebestander.

Av resultatene i tabellen kan en trekke flere slutninger. For det første er kobber tilsynelatende det metall som virker negativt på de

biologiske forhold innenfor de konsentrasjonsområder det her er snakk om. I Tunnavassdraget f.eks., synes det å være effekter av kobber fra 20 µg/l oppover, men her er det ubetydelig med sink og kadmium. I Visnesvatn, Djupsjøen, Grøndalselva (1975), Bleikvatn og Moldåga er sinkinnholdet høyt i forhold til kobber, men dette ser ikke ut til å øke effektene. Laboratorieforsøkene som ble utført med vann fra Gaula indikerte også her at kobberet var det metall som hadde betydning for giftvirkningene. På de nivåer av metaller en her har med å gjøre synes det ikke å være noen synergistisk eller additiv effekt mellom disse metallene. Visnesvatn som har den høyeste kobberverdi med brukbar fiskebestand (55 µg Cu/l) har også det høyeste sinkinnhold. I Nysæterbekken er sinkinnholdet like høyt, men der er ikke kobber. Derimot er også kadmiuminnholdet høyt. Her ser det ut til å være små effekter både på bunndyr og fisk. Når det ikke finnes laksefisk her kan det skyldes andre forhold enn forurensning slik at verdifastsettelsen (4) kan være for lav. Det er en mulighet for at sink kan virke antagonistisk, dvs. minke effekten av andre metaller, kanskje spesielt kadmium (Lindestrøm, 1988).

Konklusjonen her må være at i norske vassdrag som er forurenset med kobber, sink og kadmium fra gruvevirksomhet er kobber det metall som virker giftig.

Om en skal sette grenser for kobberets effekt synes det som om konsentrasjoner under 20 µg Cu/l har små eller ingen negative effekter i de aktuelle vassdrag. I enkelte innsjøer (Ringevatnet, Djupsjøen og Visnesvatn) er det gode fiskebestander ved kobberkonsentrasjoner fra 34-55 µg Cu/l. Det kan ha sammenheng med at kalsiumverdiene her er relativt høye (6.5-13 mg Ca/l). Det er vist for mange metaller at giftigheten er omvendt proporsjonal med innholdet av kalsium (Alabaster and Lloyd, 1982). At grenseverdiene i disse innsjøene synes å ligge noe høyere enn på enkelte elvestrekninger kan som tidligere nevnt også skyldes en jevnere belastning hvor episodiske høye konsentrasjoner ikke forekommer, eller i allefall i mindre grad. Som eksempel kan her nevnes Folla som har et meget høyt kalsiuminnhold (28 mg Ca/l), men hvor det er negative effekter ned mot 24 µg Cu/l (middelverdi). I 1989 varierte kobberverdiene her mellom 8 og 150 µg/l og sinkverdiene mellom 20 og 230 µg Zn/l (54 analyser). De høyeste konsentrasjonene opptrådte her under vårflom. I Ringevatnet var til sammenlikning spredningen i 1975/76 26-60 µg Cu/l og 45-110 µg Zn/l (20 analyser).

Ut fra de erfaringer en har fra gruveforurensninger i Norge kan det se ut som om metallvirkningene er av relativt akutt, letal karakter overfor fisk og endel andre organismer. De effektene en konstaterer

har en forholdsvis lokal utbredelse. Når en tar i betraktning at mange vassdrag har hatt disse tilførselene i flere hundre år, burde virkningene gradvis ha spredd seg om subletale effekter, bioakkumulering etc. hadde gjort seg gjeldende.

## 6.2 Vannkvalitetskriterier og klassifisering av vannkvalitet

Det skal ikke her foretas noen inngående drøfting av de oppnådde resultater. Det foreligger en mengde litteratur som omhandler virkninger av metaller på biologiske forhold i vann (Alabaster and Lloyd, 1982, Lindestrøm, 1988, Lithner, 1989, Mance, 1987, Spear, 1981, Spear and Pierce, 1979). Det foreligger også litteratur som behandler virkninger av gruveforurensninger i Norge generelt (Grande, 1989, Skulberg, 1967 og Snekvik, 1967, Aanes, 1989). Det skal derfor her bare til slutt pekes på noen forhold i forbindelse med fastsettelse av grenseverdier (vannkvalitetskriterier, tålegrenser, vannkvalitetsklasser etc.) for effekter av metaller overfor fisk.

I tabell 43 er oppført grenseverdier for endel aktuelle metallers virkning på ferskvannsfisk vesentlig etter EIFAC's kriterier (Alabaster and Lloyd, 1982).

Tabell 43: Maksimalt årlige akseptable 50 og 95 prosentiler av konsentrasjoner av løst (passerer gjennom et 45 µm filter) kobber, sink, kadmium og nikkel for laksefisk basert på EIFAC's kriterier. (Alabaster and Lloyd, 1982, EIFAC, 1984). Bly basert på Train (1979) og Grande and Andersen (1983). Verdiene er angitt i µg/l. Hårdhet 10 mg/l som CaCO<sub>3</sub>.

<i>Metall</i>	<i>50 prosentil</i>	<i>95 prosentil</i>
Kobber	1	5
Sink	10	30
Kadmium	0.3	0.6
Nikkel	10	30
Bly	7	—

Verdiene her gjelder "løst" metall og er basert på både laboratorie- og feltundersøkelser. Fordi det her er angitt "løst" metall er det vanskelig å sammenlikne med de verdier en finner i våre gruvevassdrag hvor det vesentlig foreligger totalverdier. Endel resultater tyder imidlertid på at forskjellene på løst (filtrert gjennom 0.45 µm porefilter) og totalt innhold ofte er små. Semb's undersøkelser fra

Djupsjøen ved Røros f.eks. viste dette (Semb, 1991). At de angitte grenseverdier til dels ligger betydelig lavere enn de en finner i flere norske lokaliteter (tabell 42) med gode fiskebestander, er imidlertid sikkert.

Mance (1987) har angitt "kritiske" konsentrasjoner for endel metaller og disse avviker noe fra EIFAC's verdier. Verdiene fremgår av tabell 44.

Tabell 44. Kritiske metallkonsentrasjoner ("løst" metall) i ferskvann som årlige middelkonsentrasjoner (Mance, 1987).

Metall	Konsentrasjoner µg/l
Kobber	10
Sink	20
Kadmium	2
Nikkel	30
Bly	20

Disse verdiene ligger betydelig høyere enn EIFAC's verdier tatt i betraktning at de gjelder "løst" metall og middelveidier (tilsvarende omtrent 50 prosentiler). Det er her ikke spesifisert vannets hardhet, men verdiene må antas å gjelde for relativt bløtt vann (hardhet 10-50 mg CaCO<sub>3</sub>/l). Mance har særlig lagt observasjoner fra engelske vassdrag til grunn for de oppførte grenseverdier. En grenseverdi på 20 µg/l for sink ligger betydelig under det som er funnet skadelig i norske vassdrag, mens kobberverdien 10 µg/l begynner å nærme seg verdier som bl.a. er påvist å gi effekter overfor begroing (Gaula).

Lithner (1989) har på grunnlag av laboratorie- og felldata gitt forslag til tilstands- og påvirkningsklasser av metaller i vann. Klassene og konsentrasjonsnivåene er oppført i tabell 45.

Tabell 45. Tilstands- og påvirkningsklasser for metaller i vann (Lithner, 1989). Årsmiddelkonsentrasjoner. Totalverdier.

Metall	Tilstandsklasse				
	1	2	3	4	5
Kobber $\mu\text{g/l}$	$\leq 0.3$	0.3-1	1-2	2-5	$> 5$
Sink "	$\leq 1$	1-5	5-15	15-75	$> 75$
Kadmium "	$< 0.01$	0.01-0.05	0.05-0.1	0.1-0.3	$> 0.3$
Nikkel "	$\leq 0.2$	0.2-1	1-2	2-10	$> 10$
Bly "	$\leq 0.2$	0.2-1	1-2	2-5	$> 5$

Etter denne klasseinndeling vil de aller fleste lokaliteter påvirket av gruveforurensninger med brukbar eller god fiskebestand komme i klasse 4 eller 5. For eksempel vil to av Orkdals aller beste fiskevann, Ringevatn og Hostovatn, komme i klasse 5 på basis av kobberverdiene og klasse 4 og 5 (Ringevatnet 1976) på grunnlag av sinkinnholdet.

Det norske klassifiseringssystemet skiller seg ut fra det svenske forslaget med høyere metallnivåer (SFT, 1989). Klasseinndelingen for noen metaller er vist i tabell 46.

Tabell 46. Klasseinndeling for vannkvalitet etter forekomst av metaller (SFT, 1989). 95% av observasjonsresultatene i en årsserie (12 prøver) lavere enn den aktuelle klassegrense. Totalverdier.

	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Kl. 4
Kobber, $\mu\text{g Cu/l}$	$< 3$	3-15	16-30	$> 30$
Sink, $\mu\text{g Zn/l}$	$< 30$	30-60	61-300	$> 300$
Kadmium, $\mu\text{g Cd/l}$	$< 0.2$	0.2-0.5	0.6-1	$> 1$
Bly, $\mu\text{g Pb/l}$	$< 1$	1-5	6-15	$> 15$
Nikkel, $\mu\text{g Ni/l}$	$< 10$	10-30	31-100	$> 100$

Etter dette systemet vil Ringevatnet og Hostovatnet komme i klasse 4 for kobber og klasse 2-3 for sink.

Det fremgår av det foregående at konsentrasjonen av metaller i mange gruveforurensende vassdragslokaliteter er så høye at en burde forvente

mer dramatiske effekter. Når dette ikke er tilfelle er det endel forhold som kan trekkes frem som mulig forklaring.

De vassdrag som er forurenset med gruveavløpsvann har som regel en gunstig vannkvalitet med høy pH relativt høyt kalsiuminnhold. Giftvirkningen av de aktuelle metaller er omvendt proporsjonale med vannets hardhet (Alabaster and Lloyd, 1982). Ingen av de lokaliteter som er nevnt i tabell 42 har et kalsiuminnhold lavere enn 3 mg Ca/l og flere lokaliteter med høyt metallinnhold har kalsiumverdier fra ca 8 og oppover til nærmere 30 mg Ca/l. pH ligger i overensstemmelse med dette nær nøytralpunktet 7, ofte litt over. Dette virker nok også gunstig. I enkelte områder er også innholdet av partikulært og løst organisk stoff (humus) relativt høyt hvilket også kan redusere giftvirkninger. Finfordelt, suspendert uorganisk materiale (flotasjonsavgang) kan nok også i enkelte tilfelle virke dempende på metallenes giftvirkning (Huddingsvassdraget, Folla ved Hjerkin).

Et annet forhold som kan ha betydning er sammensetningen av metaller i gruveforurensningen. De mest vanlige metaller som opptrer sammen er kobber, sink og kadmium. Sink er et relativt lite giftig metall (Lindestrøm, 1988) og kan muligens ha en viss antagonistisk effekt (motvirke giftvirkning), kanskje spesielt overfor kadmium. Lindestrøm (1988) nevner en gruveforurenset sjø i Sverige (Åsgarn) som har et innhold fra 0.6-2 mg Zn/l, ca 2 µg Cd/l og 25 µg Cu/l og har en tilsynelatende normal fiske- og bunndyrfauna. Også denne sjøen har et relativt høyt kalsiuminnhold (20-60 mg CaCO<sub>3</sub>/l). Lindestrøm ser her ikke bort fra muligheten av at sink har en beskyttende virkning mot de andre metallene. De undersøkelser som hittil er utført på dette felt viser imidlertid motstridende resultater og det er derfor vanskelig å trekke noen sikker konklusjon (Alabaster and Lloyd, 1982).

Gruveforurensningene i norske vassdrag har tildels pågått i lange tidsrom og organismene har hatt mulighet for adaptasjon eller tilpasning over lang tid. Undersøkelser viser nokså entydig at slik tilpasning kan finne sted, både hos enkeltindivider (fysiologisk tilpasning) eller på populasjonsnivå eller (genetisk tilpasning). Om en slik effekt gjør seg gjeldende i norske gruveforurensete vassdrag er ikke undersøkt. Vellykkede utsetninger av fisk fra andre områder i slike vassdrag tyder imidlertid ikke på at dette spiller en vesentlig rolle for denne organismegruppen.

Til slutt skal presiseres at de metalleffekter en finner i gruveforurensete vassdrag sannsynligvis ikke er representative for andre typer vassdrag og forurensninger. Effekter av metaller i forsurede vassdrag f.eks. kan tenkes å gjøre seg gjeldende ved andre nivåer.

## 7. LITTERATUR

- Alabaster, J.S. and Lloyd, R. 1982 (eds.): Water quality criterias for freshwater fish. 2nd ed. Butterworths, London, 361 s.
- Arnesen, R.T., Esbensen, K. og Grande, M. 1988: Giftvirkninger av tungmetaller fra gruver på fisk. NIVA-rapport, 0-84119, 28 s.
- Arnesen, R.T., Grande, M., Iversen, E.R., 1976. A/S Sulitjelma Gruber. Undersøkelse av Langvatn som deponeringssted for avgang. NIVA-rapport 0-3/74, 49 s.
- Berg, E. 1985. Melding om fiskeribiologiske granskninger i Rogaland 1985. Visnesvatnet, Karmøy. Rogaland Skogselskap. 5 s.
- Berg, O.K. 1981. Sammenligning mellom utbredelse, bestands- og vekstforhold hos småblank (Salmo Salar L.) og aure (Salmo trutta L.) ovenfor Øvre Fiskumfoss, Namsen, Nord-Trøndelag. Hovedoppgave i zoologi ved Universitetet i Trondheim, Norges Lærerhøgskole, vårsemesteret 1981, 117 l.
- Berg, O.K. 1984. Comparison between the distribution of land-locked Atlantic salmon Salmo salar L. and three spined stickleback Gasterosteus aculeatus L. in the river Namsen, Norway. Fauna norv. Ser A5, 37-41.
- Brittain, J.E., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Bremnes, T. and Røsten, E. 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine trout lake. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 109, 56 pp.
- Bækken, T. og Aanes, K.J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. NIVA-rapport 0-87119/E-89506, 45 s.
- EIFAC, 1977: Report on the effect of zinc and copper on the salmonid fisheries in a river and lake system in central Norway. EIFAC (FAO) Tech. Pap. 29, 34 s.
- Grande, M. 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. NIVA rapport 0-85167: 34 s.

- Grande, M. 1989. Virkninger av kisgruveforurensninger i vassdrag. Vann, 24: 537-546.
- Grande, M. og Iversen, E.R. 1984: Kontrollundersøkelser 1983. ELKEM A/S - Skorovas Gruber. NIVA-Rapport, O-62042, 55 s.
- Grande, M. og Iversen, E.R. 1990A: Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag 1989. NIVA-rapport O-69120, 38 s.
- Grande, M. og Iversen, E.R. 1990B: Kontrollundersøkelser 1989 ELKEM A/S - Skorovas Gruber. NIVA-Rapport, O-62042, 50 s.
- Grande, M., Iversen, E.R. og Bildeng, R., 1985A: Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag 1984. NIVA-rapport O-69120, 64 s.
- Grande, M., Iversen, E.R. og Bildeng, R., 1985B: Kontrollundersøkelser 1984, Elkem A/S - Skorovas Gruber. NIVA-rapport, O-62042, 53 s.
- Grande, M. og Romstad, R. 1990: Tiltaksorientert overvåking i Orkla 1989. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 418/90, 59 s.
- Gunnerød, T.B., Olsen, V., Snekvik, S. og Kvam, P. 1974. Utbyggingens virkninger på den lakseførende del av Orklavassdraget. Rapport fra Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Trondheim, 1974, 22 s.
- Heggberget, T.G., Gulseth, O.A. og Hansgård, P.J. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser i endel regulerte vann i Hemnes kommune, Nordland fylke. Rapport fra Fiskerikonsulentene i Nordland. Nord-Helgeland skogforvaltning, 1982.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T. og Veil-Rosvoll, B. 1982. Gyteregistreringer i Orkla høsten 1981. Rapport fra Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Trondheim, 1982, 44 s.
- Helland, A., 1902. Fisk og fiskerier, s. 494-545 i Norges land og Folk, Hedemarkens Amt I, 872 s.



- Huitfeldt-Kaas, H. 1936. Undersøkelser over skadevirkninger på fisket i Skorovassdraget forårsaket ved avløpsvand fra Skorovas kisleldt og gruber. Midler til undgåelse av fiskeskade ved grubevandet fra Skorovas gruber. Betenkning, Vestre Aker, 15.12. 1936.
- Iversen, E.R. 1990A. Sulitjelma Bergverk A/S. Kontrollundersøkelser 1988-89. NIVA-rapport, 0-88012, 17 s.
- Iversen, E.R. 1990B. Vannforurensninger fra nedlagte gruver. Del III. NIVA-rapport, 0-90138, 20 s.
- Iversen, E.R. 1990 og Arnesen, R.T. Vannforurensning fra nedlagte gruver. Del II. NIVA-rapport, 0-89106, 51 s.
- Iversen, E.R. og Johannessen, M. 1984. Vannforurensning fra nedlagte gruve. NIVA-rapport, 0-82068: 68 s.
- Iversen, E.R., Aanes, K.J. og Bækken, T. 1990. Follidal Verk A/S. Kontrollundersøkelser 1989. NIVA-rapport, 0-64120, 34 s.
- Iversen, E.R., Grande, M. og Aanes, K.J. 1989: A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1988. Tiltaksrettede undersøkelser av avrenningen fra gruveområdet til lille Bleikvatn/Moldåga. NIVA-rapport 0-82121, 52 s.
- Jensen, J. 1979. Utbytte av prøvefiske med standardserier av bunngarn i norske ørret og røyevatn. Gunneria 31, 36 s.
- Johnsen, B.O. 1973. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre Orklavassdraget (Kvikne) sommeren 1972. Rapport nr. 13, 1973 fra Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske. Det Kgl. N. Vit. S., Museet, Trondheim.
- Korsen, I. og Møkkelgjerd, P.J. 1982. Undersøkelser omkring fiskedøden i Orkla høsten 1981. Rapport fra Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim, 1982, 44 s.
- Knutzen, J., 1987: Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport, 0-85167, 66 s.
- Knutzen, J. og Skei, J. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøkvalitet. NIVA-rapport, 0-862602, 139 s.

- Kristensen, P. 1990. Evaluation of the sensitivity of short term fish early life stage tests in relation to other FELS test methods. Water Quality Institute, Denmark, VKI i File no, 305019, 45 pp.
- Langeland, A., 1975. Ørretbestanden i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. Rapport nr. 29, 1975 fra Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske. Det Kgl. N. Vit. S., Museet Rapport Zool. Ser. 1975-12.
- Lien, L., Brittain, J.E., Gulbrandsen, T.R., Johanson, C., Løvik, J.E., Mjelde, M. og Sahlqvist, E.Ø. 1983. Namsenvassdraget. Basisundersøkelsen 1981-1982. SFT/NIVA rapport, 0-80002-19. 151 s.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 2 Metaller. Statens Naturvårdsverk, rapport 3628, 80 s.
- Lindeström, L. 1988. Zink i miljön. Statens Naturvårdsverk, rapport 3429, 111 s.
- Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environment. Elsevier, London and New York, 372 s.
- NIVA, 1965. En undersökelse av vassdragsforurensninger 1962-1964 for Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber. NIVA-rapport, 0-42/62, 1965, 151 s.
- NIVA, 1969. Undersøkelser av Folla. NIVA-rapport, 0-120/64 del 1, 75 s.
- Ofstad, K. 1967. Fiskerisakkyndig uttalelse vedrørende Vekteren, Røyrvik herred, avgitt i august 1967, Trondheim 1967, 16 s.
- Olsen, V. og Korsen, I. 1966. Fiskeundersøkelser i Djupsjøen og Store Hittersjø. Rapport til Rørosvidda fiskestellområde. Konsulenten for ferskvannsfisket i Trøndelag. Trondheim, 2 s tabeller og figurer.
- Saunders, R.L. and Sprague, J.B. 1967. Effects of copper-zinc mining pollution on a spawning migration of Atlantic salmon. Wat. Res., 1, 419-432.

- Schmidt-Nielsen, S., 1939: Zur Kenntnis der Giftigkeit Eisen- und Kupferhaltiger Abwässer Fischen gegenüber. DKNVS. Forh. 11, 233-236.
- SFT, 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. TA-630.
- Sivertsen, E. 1969. Avsluttende rapport over fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvann foretatt i årene 1962-68. Rapport til Joma Bergverk, 1969, 16 s.
- Sivertsen, B., 1982: Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingvassdraget 1981. Med oversikt over undersøkelsene i 1962-1981. Rapport til Grong Gruber A/S fra B. Sivertsen, 22 s.
- Semb, R. 1991. En hydrografisk undersøkelse av Djupsjøen i Røros kommune. Cand. scient. oppgave Univ. i Oslo, 1991. 113 s.
- Skulberg, O.M. 1967: Svovelkisgruver- og vassdragspåvirkninger. Vann 2(2), 53-59.
- Snekvik, E., 1967: Vassdragene i Trøndelag, gruveforurensningene og fisket. Vann 2(2): 43-45.
- Snekvik, E. og Aass, P. 1972. Skorovas gruver. Drensvannets virkninger på fisket i Staldvikelva og Tunnsjø. Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske, Ås, 6. januar 1972, 22 s.
- Spear, P.A. 1981. Zinc in the aquatic environment: Chemistry, distribution and toxicology. National Research Council of Canada. Publ. NRCC No 17589, 145 s.
- Spear, P.A. and Pierce, R.C. 1979. Copper in the aquatic environment: Chemistry, distribution and toxicology. National Research Council of Canada. Publ. NRCC No 16454, 227 s.
- Statens Skogskole, Evenstad 1972. Driftsplan for Stubbsjøen, Tynset. Rapport fra utmarkslinjen (4. parti) Statens Skogskole, Evenstad.
- Sørstrøm, S.E. og Rikstad, A., 1985: Tungmetaller i fisk i indre Namdalen, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 8, 1985. 34 s.

- Traaen, T.S., Arnekleiv, J.V., Bongard, T., Grande, M., Lindstrøm, E.A. og Lingsten, L. 1988: Tiltaksorientert overvåking i Gaula, Sør-Trøndelag, 1986-1987. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 337/88, 157 s.
- Aanes, K.J., 1980: A preliminary report from a study of the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway, p. 419-442 in Flanagan, J.F. and Marshall, K.E. (eds.) "Advances in ephemeroptera biology". Plenum Publishing Corporation, 1980.
- Aanes, K.J. 1989. Environmental impact of pyrite mining and dressing on a mountain stream in Norway. Proc. Int. Conf. Contr. Envir. Probl. Metal Mines, Røros, 1988. State Pollution Control Authority, Oslo 1989.
- Aanes, K.J., Grande, M. og Iversen, E. 1983. Rutineovervåking i Folla 1981. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 39/82, 73 s.
- Aanes, K.J., Grande, M. og Iversen, E.R. 1988. Rutineovervåking i Folla, 1987. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT, Rapport nr. 344/89, 54 s.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll  
0808 Oslo 8

ISBN 82-577-1878-5