



Statlig program for  
forurensningsovervåkning

# Rapport 530/93

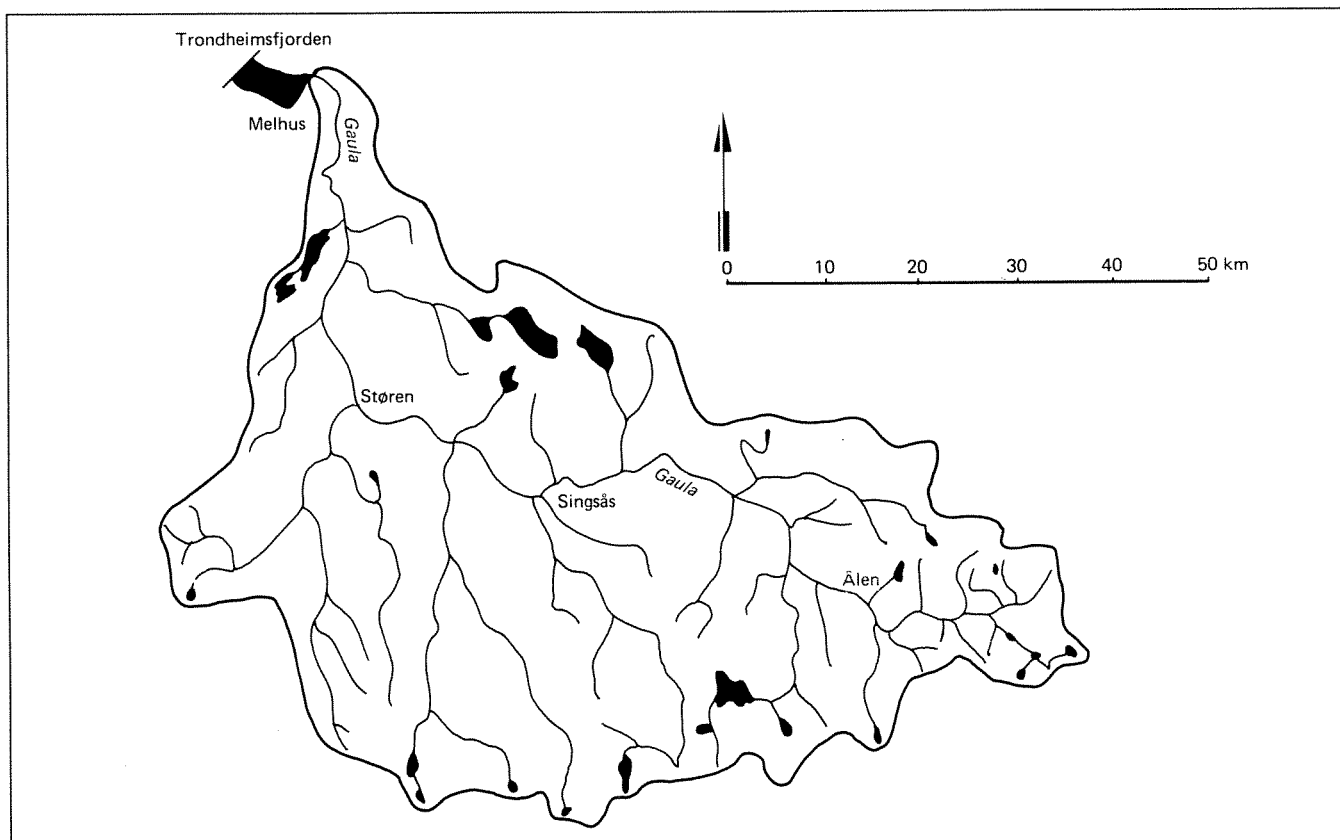
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjoner

NIVA, LFI

## Overvåking av GAULA, Sør-Trøndelag 1992



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-90051	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2938	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. Vannkjemiske og hydrobiologiske undersøkelser. Årsrapport for 1992. (Overvåkingsrapport nr. 530/93).	15.5. 1993	NIVA 1993
	Faggruppe:	
	Vassdrag	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Tor S. Traaen Magne Grande Eigil R. Iversen Eli-Anne Lindstrøm	Sør-Trøndelag	
	Antall sider:	Opplag:
	56	1 25

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	

**Ekstrakt:**  
I 1992 ble det utført en vannkjemisk og biologisk overvåking i øvre deler av Gaula for å studere effektene av forurensningsbegrensende tiltak ved Kjøli og Killingdal gruver. Resultatene fra vannanalysene viser at tiltakene til nå har redusert forurensningen av kobber med ca. 80% og sink med ca. 70%. På den tidligere totalskadde 33 km elvestrekningen var rekoloniseringen av flora og fauna ytterligere forbedret fra 1991. Rett nedstrøms tilløpene av de sure metall-holdige gruvebekkene er det imidlertid fremdeles giftvirkninger på organismene i elva. I den lakseførende delen av elva er giftvirkningene opphørt, og ved Eggafossen er det nå etablert en god ungfiskbestand av laks.

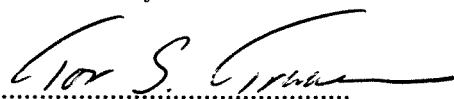
4 emneord, norske

1. Gruveforurensning
2. Tungmetaller
3. Begroing
4. Fisk og bunndyr

4 emneord, engelske

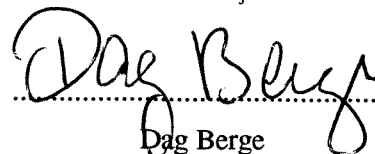
1. Mine pollution
2. Heavy metals
3. Periphyton
4. Fish and bottom animals

Prosjektleder



Tor S. Traaen

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN 82-577-2357-6



Statlig program for  
forurensningsovervåking

O - 9 0 0 5 1

**OVERVÅKING AV GAULA, SØR-TRØNDELAG**

**Vannkjemiske og hydrobiologiske undersøkelser**

**ÅRSRAPPORT 1992**

Saksbehandler: Tor S. Traaen

Medarbeidere: Magne Grande  
Eigil Rune Iversen  
Eli-Anne Lindstrøm  
Jo Vegar Arnekleiv (LFI)  
Lars Størseth (LFI)

Norsk Institutt for Vannforskning

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. INNLEDNING	5
3. VANNKJEMI OG TRANSPORTBEREGNINGER	9
3.1 Vannkjemiske resultater	9
3.2 Transportberegninger av kobber og sink	13
4. BEGROING	15
4.1 Metoder	15
4.2 Resultater	15
4.3. Diskusjon og sammenfatning	20
5. BUNNDYR	22
5.1 Innledning	22
5.1 Metoder	22
5.2 Resultater og diskusjon	22
6. FISK. BURFORSØK I ELVA	30
6.1 Prøvefiske	30
6.2 Burforsøk i elva	32
LITTERATUR	35
VEDLEGG	38

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Under Statlig Program for Forurensningsovervåking ble det i årene 1986-1987 gjennomført en undersøkelse av biologiske og vannkjemiske forhold i Gaula. Gaulas øvre deler var sterkt skadet av tungmetall- forurensninger fra de nedlagte gruvene ved Kjøli og Killingdal. Totalt var ca. 33 km av elva fra nedstrøms Storbekken til Eggafossen fisketom, og både alge- og bunndyrsamfunnene var sterkt skadet.

I 1989-90 ble det utført omfattende forurensningsbegrensende tiltak ved gruveområdene. Ved Kjøli ble veltene overdekket med plastduk og morenemasse for å hindre utvasking av tungmetaller. Ved Killingdal ble de mest forurensende veltene fylt ned i gruvas dagåpning, og fra midten av oktober 1990 opphørte pumping av vann fra gruen. Videre ble det laget dreneringsgrøfter rundt veltene.

I mars 1990 ble det startet en enkel vannkjemisk overvåking ved 3 målestasjoner i øvre Gaula for å studere effektene av tiltakene i gruveområdene. Fra 1991 ble prøvetakingen utvidet til 5 stasjoner i hovedvassdraget, samt sidevassdraget Skuru. Videre ble det tatt prøver av begroing og bunndyr, og utført burforsøk med fisk.

Årlig transport av kobber og sink ved Reitan var i 1992 nede i hhv 2.6 og 10 tonn. Dette er en nedgang fra 1991 da transportene var 3.3 tonn kobber og 11 tonn sink. Til sammenlikning var transportene i 1986/87 12-16 tonn kobber og 27-33 tonn sink. Når man tar hensyn til de usikkerheter som er knyttet til naturgitte variasjoner synes det rimelig å konkludere med at de tekniske tiltakene i gruveområdene hittil har redusert forurensningen av kobber med ca 80% og sink med ca 70%. Killingdal gruver bidro i 1992 med ca 80% av kobberforurensningene.

Resultatene viser at forholdene i Gaula er betydelig forbedret som følge av tiltakene. Det foregår en betydelig rekolonisering av flora og fauna på tidligere totalskadde lokaliteter. Eksempelvis er antall arter døgnfluer og steinfluer på den tidligere nærmest "døde" lokaliteten nedstrøms Storbekken fra Kjøli økt fra 1 art i 1986/87 til 11 arter i 1991/92. Antall arter grønnalger og blågrønnalger økte fra 4 til 10 arter i sammen periode. Fremdeles var imidlertid mengden og artsrikdommen av organismer lavere enn normalt i Gaulas øvre deler. Først ned ved Eggafossen synes nå flora og fauna å være nærmest fullstendig restituert.

Det ble ikke registrert fisk rett nedstrøms Storbekken og Grubekken. Det er imidlertid rapportert fangst på sportsfiskeredskap i området. Nedstrøms Grubekken, som nå er den største kobberkilden til Gaula, ble det påvist giftvirkninger på fisk i burforsøk. Dette har trolig sin årsak i at giftigheten av metaller er spesielt stor i utfellingssonen der det sure gruvevannet blandes med nøytralt vann. Spesielt på strekningen mellom Sya og Grubekken (ikke prøvefisket) er vannkvaliteten nå så god at man må forvente at ørreten kan etablere bestander. Det kan imidlertid ta noen år å bygge opp bestandene. Prøvefiske viste at det nå var ørret fra Reitan og nedover, men bestandene var fremdeles lave. Ved Eggafossen hvor ørret dominerte fullstendig i 1986/87 var det i 1992 også en god ungfiskbestand av laks. I

den lakseførende delen av elva er det trolig ikke lenger giftvirkninger på fisk og andre vannboende organismer.

Siden forurensningene hittil er redusert for hvert år siden anleggsvirksomheten ved guveområdene ble avsluttet, kan det være grunn til å håpe på at forholdene i Gaula kan forbedres ytterligere i årene fremover.

## 2. INNLEDNING.

Under Statlig Program for Forurensningsovervåking ble det i årene 1986-1987 gjennomført en undersøkelse av biologiske og vannkjemiske forhold i Gaula. Gaulas øvre deler var sterkt skadet av tungmetall- forurensninger fra de nedlagte gravene ved Kjøli og Killingdal. Totalt var ca. 33 km av elva fra nedstrøms Storbekken til Eggafossen fisketom, og både alge- og bunndyrsamfunnene var sterkt skadet.

I 1986-1987 var den årlige transporten i Gaula ved Reitan ca 30 tonn sink og ca. 15 tonn kobber. Undersøkelsene viste at det var vannets kobberinnhold som var mest kritisk for livet i elva.

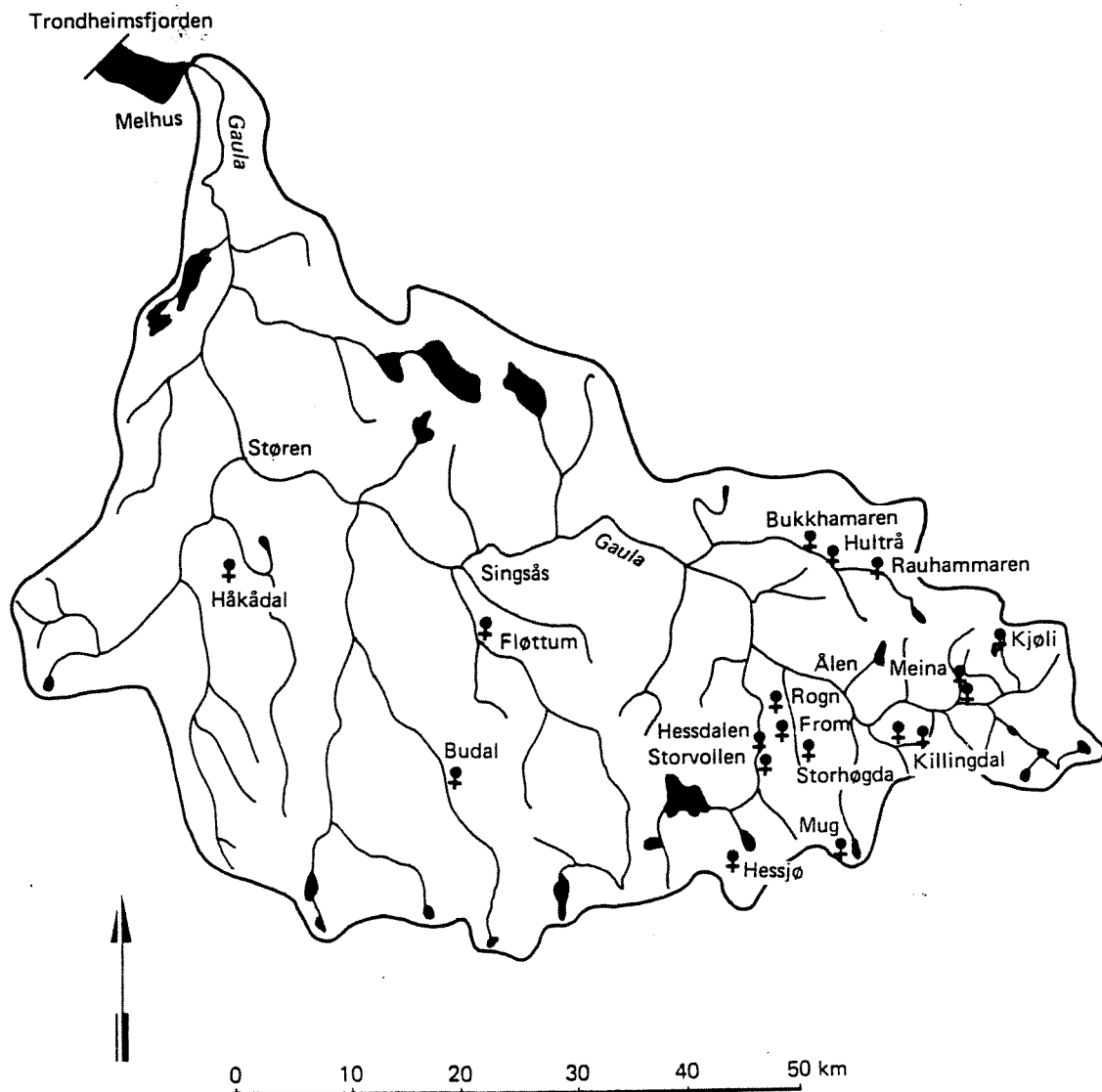
I 1989-90 ble det utført omfattende forurensningsbegrensende tiltak ved gruveområdene. Ved Kjøli ble veltene overdekket med plastduk og morenemasse for å hindre utvasking av tungmetaller. Ved Killingdal ble de mest forurensende veltene fylt ned i gruvas dagåpning. Fra midten av oktober 1990 opphørte pumping av vann fra gruva. Sigevann fra området ble ledet til gruva, og på grunn av høy temperatur nede i gruva regnet man med å kunne fordampe tilsiget ved å holde ventilasjonsanlegget i gang. Senere har det vist seg at gruva begynner å fylles med vann. Det er usikkert om oppfylling vil stoppe før det begynner å renne over og ut i elva.

Beliggenheten av gamle gruver i Gaulas nedbørfelt er vist i figur 2.1. Figur 2.2 viser navn på de viktigste sidevassdragene. Målestasjonene for undersøkelsene i 1986/87 og 1990-92 er vist i figur 2.3.

I mars 1990 ble det startet en enkel vannkjemisk overvåking ved 3 målestasjoner i øvre Gaula. Øverste stasjon, G2, ligger ca 3 km nedstrøms Storbekken fra Kjøli. Neste stasjon, G3, ligger ca 1 km nedstrøms Grubekken fra Killingdal. Stasjon G4 ligger ved Reitan, ca 2 km nedstrøms sideelva Skuru. Skuru mottar tungmetaller fra Nye Killingdal Gruver i Bjørgenåsen. I 1991 og 1992 ble også tatt prøver ved stasjonene G5 (Ålen) og G6 (Eggafossen). Det ble også tatt en del stikkprøver i Skuru. Prøvene ble analysert på følgende parametre: Kobber og sink (alle stasjonene), pH, konduktivitet, turbiditet, sulfat (G2 - G4).

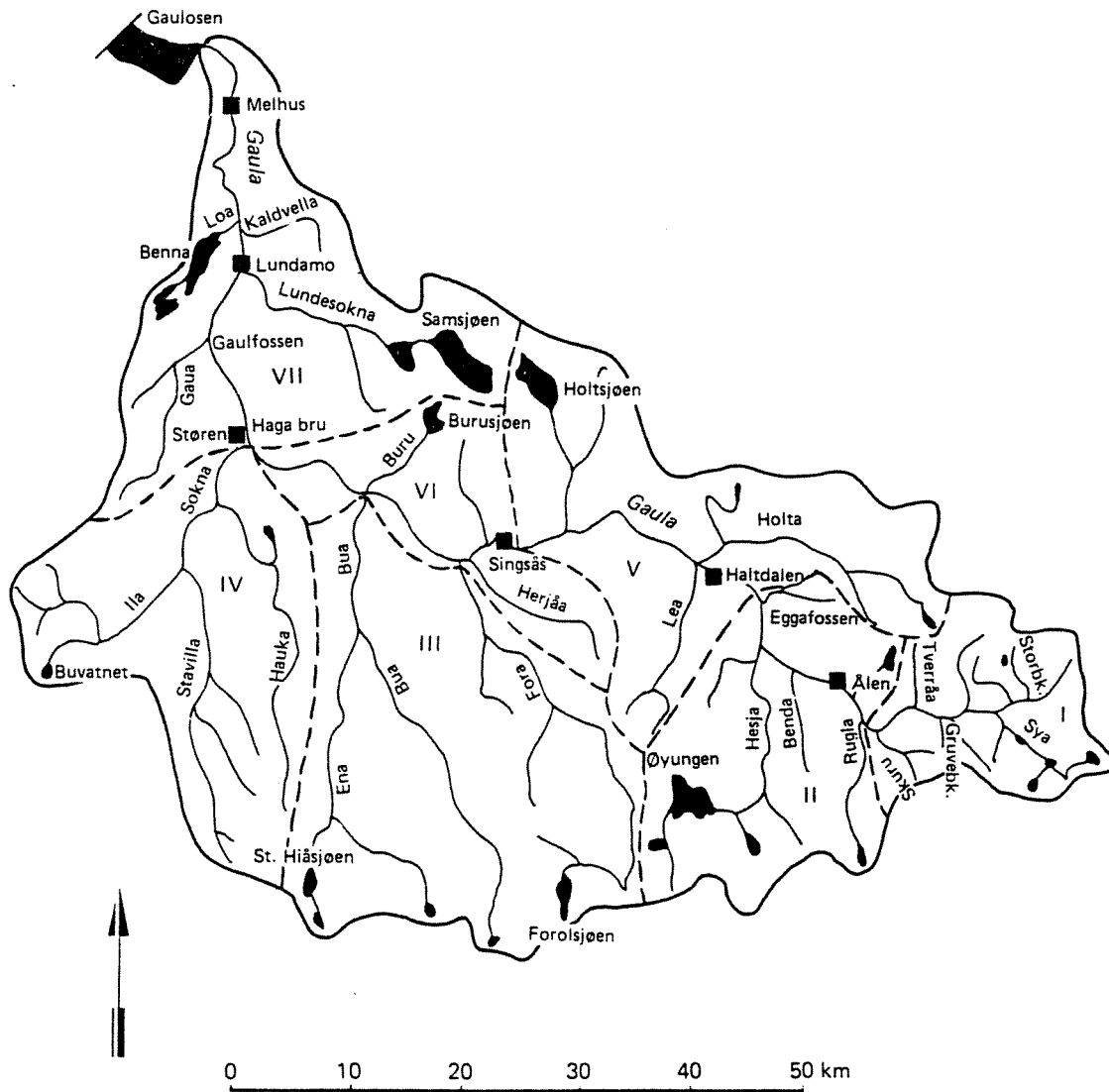
I 1991 og 1992 ble det også tatt prøver av begroing og bunndyr i den berørte elvestrekningen. Videre ble det utført burforsøk med fisk for å studere overleving på de mest forurensede lokalitetene.

Undersøkelsene er finansiert og administrert av Statens Forurensningstilsyn, SFT.

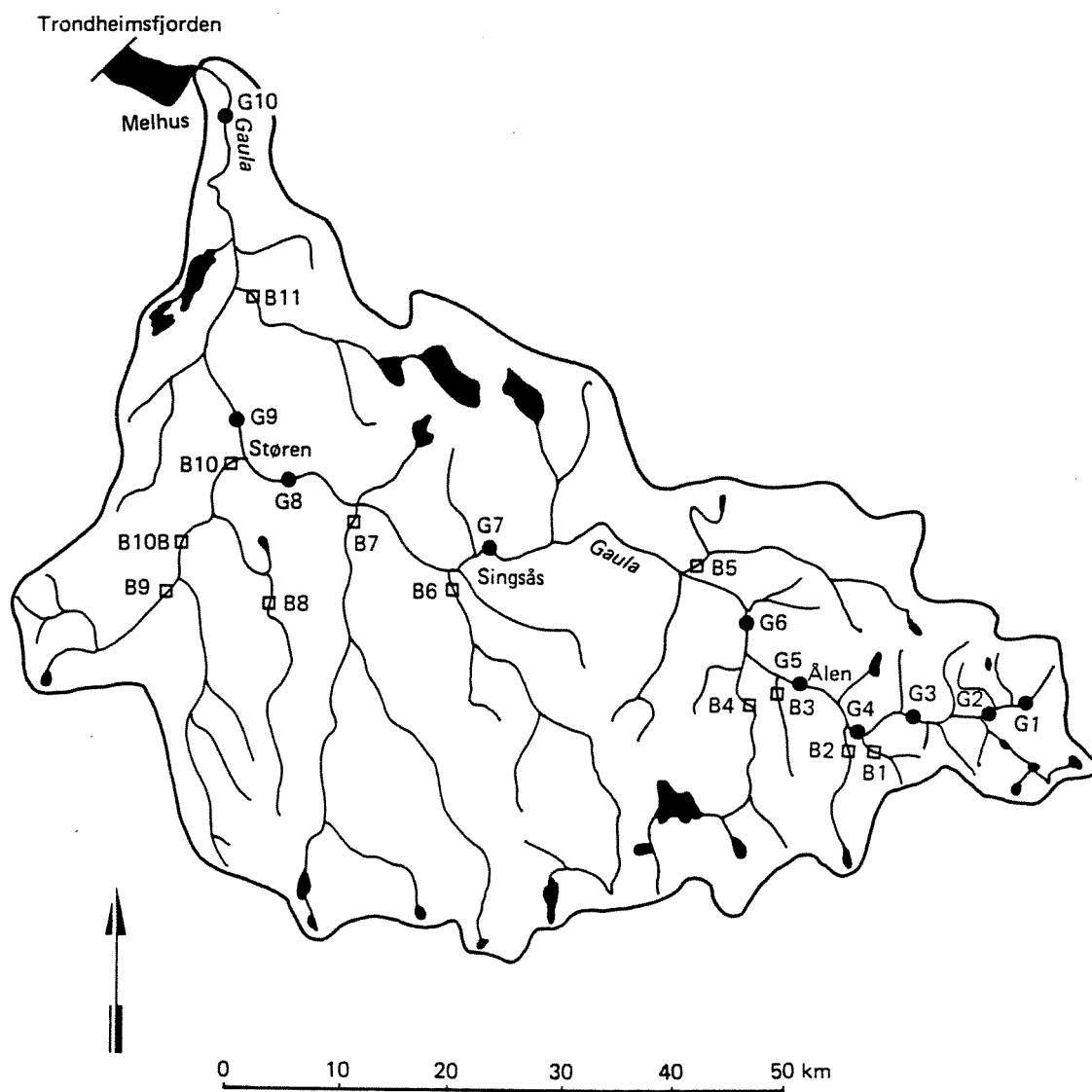


**Figur 2.1. Nedlagte gruver i Gaulas nedbørfelt.**





**Figur 2.2. De viktigste sidevassdragene til Gaular.**



**Figur 2.3. Prøvetakingstasjoner i Gaula.**

I 1991-1992 ble det tatt prøver ved stasjonene G2 til G6, samt stikkprøver i Skuru (B1).

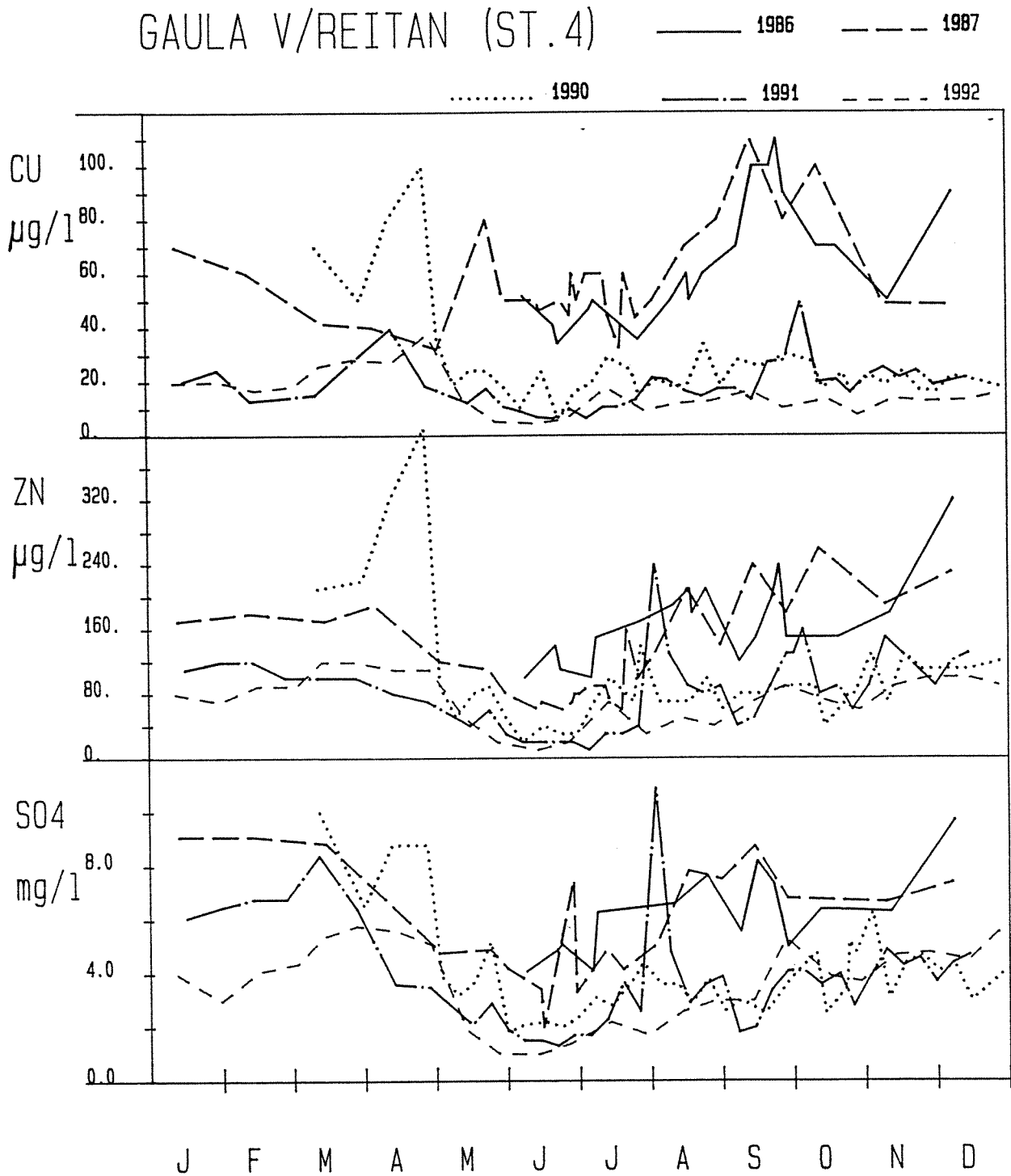
### 3. VANNKJEMI OG TRANSPORTBEREGNINGER.

#### 3.1 Vannkjemiske resultater.

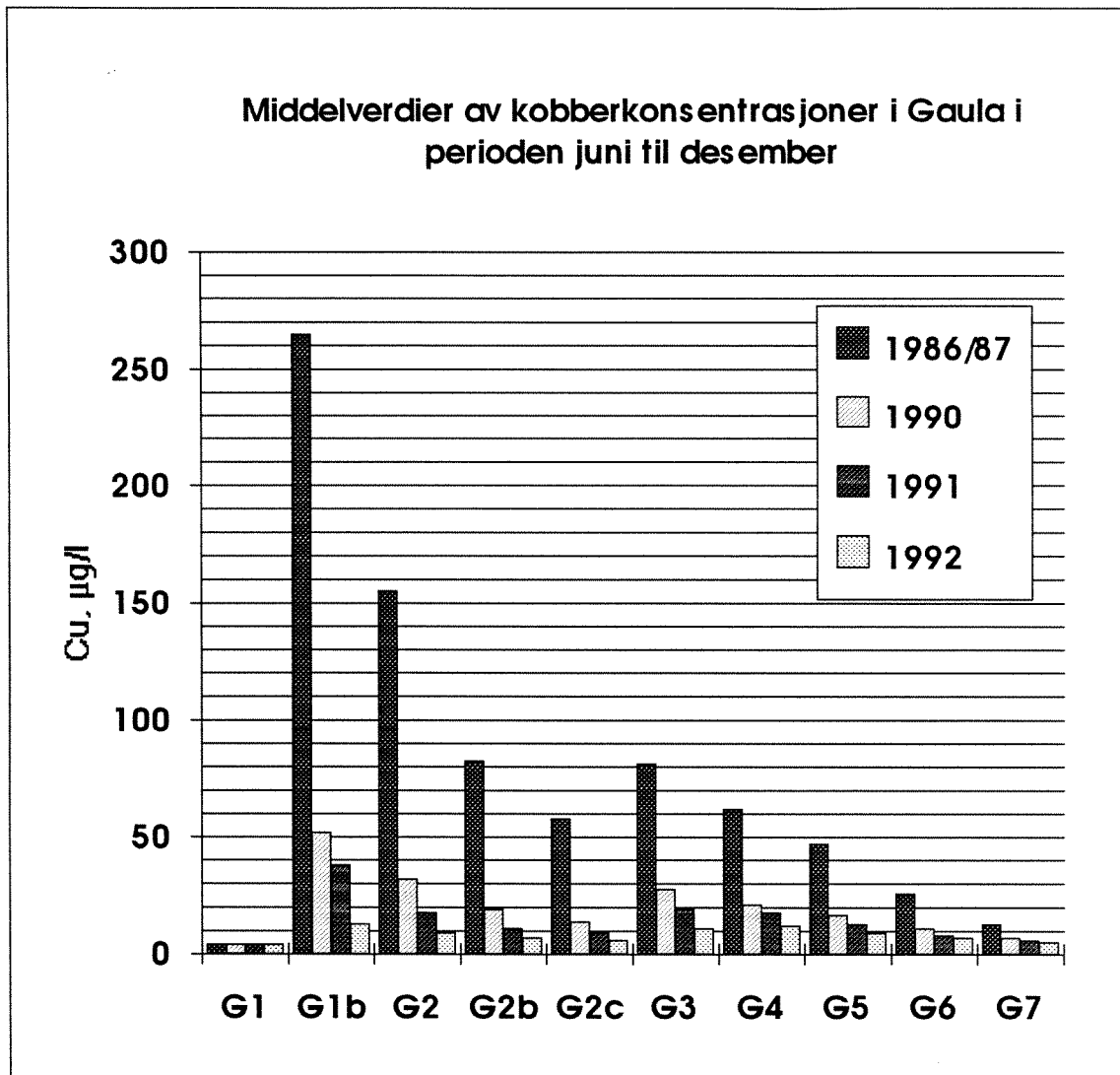
Kjemiske analyseresultater er vist i vedlegg. Analyseresultater for kobber sink og sulfat fra stasjon G4 (Reitan) for årene 1986, 1987, 1990, 1991 og 1992 er vist i figur 3.1. Tilsvarende figurer for de øvrige stasjonene er vist i vedlegget.

I mars og april 1990 var gruveområdene fremdeles preget av anleggsvirksomhet, noe som medførte høye tungmetallkonsentrasjoner i Gaula. I 1991 og 1992 var denne effekten vesentlig redusert. Eksempelvis var de registrerte maksimalkonsentrasjonene av kobber ved Reitan (G4) 50 µg/l i 1991 og 38 µg/l i 1992 mot 100 µg/l i 1990.

Figur 3.2 viser middelkonsentrasjoner av kobber for perioden juni t.o.m. desember på 10 steder i øvre Gaula fra oppstrøms Storbekken og ned til Singsås. Perioden juni til desember er valgt for å sammenligne prøvestasjonene fordi vi i denne perioden har god prøvedekning på stasjonene. For de øvre stasjonene er prøv tettheten lav på ettervinteren og våren på grunn av vanskelig tilgjengelighet. På steder hvor det ikke er tatt målinger er konsentrasjonen beregnet ut fra teoretisk fortykning fra nærmeste stasjon hvor det er tatt målinger. Det fremgår av figur 3.2 at nedgangen i konsentrasjonen av kobber fra 1986/87 til 1990 var meget markert og at konsentrasjonene gikk ytterligere ned i 1991 og 1992. Nedstrøms Storbekken var reduksjonen i 1992 nær 95 % sammenlignet med 1986/87. I 1992 var middelveiden for kobber i perioden juni til desember lavere enn 15 µg/l på alle stasjonene i hovedvassdraget. Fra st.G2 til Grubekken og fra Ålen og nedover var middelveiden av kobber i 1992 under 10 µg/l. Her må man kunne forvente at livet i elva i stor grad blir reetablert. Ut fra tidligere erfaringsmateriale kan man regne med at det er gode muligheter for at fisk kan etablere seg ved kobberkonsentrasjoner fra ca 20 µg/l og lavere. Burforsøkene (se kapittel 6) tyder imidlertid på at det kan være spesielle forhold rett nedstrøms der det sure metallholdige vannet fra gruvebekkene blandes inn i hovedelva. Her skjer utfelling av tungmetallene, og dette kan gi større giftighet for fisk enn tilsvarende tungmetallkonsentrasjoner under stabile kjemiske forhold.



**Figur 3.1. Konsentrasjoner av kobber, sink og sulfat i Gaula ved Reitan for årene 1986, 1987, 1990, 1991 og 1992.**



**Figur 3.2. Middelverdier av kobberkonsentrasjoner i øvre deler av Gaula for perioden juni t.o.m. desember i 1986/87, 1990, 1991 og 1992.**

Stasjonsbetegnelser: G1: oppstrøms Storbekken. G1b: rett nedstrøms Storbekken. G2: 3km nedstrøms Storbekken. G2b: Nedstrøms Sya. G2c: oppstrøms Grubbekken. G3: nedstrøms Grubbekken. G4: Reitan. G5: Ålen. G6: Eggafossen. G7: Singsås. Konsentrasjoner på steder uten målinger er beregnet ut fra teoretisk fortykning fra stasjoner med målte verdier. Dette gjelder stasjonene G1b, G2b og G2c (alle årene), st. G5 og G6 i 1990, og st. G7 i 1990-92. For bakgrunnsstasjonen oppstrøms Storbekken (G1) er det regnet med uendrede forhold etter 1986/87.

Konsentrasjonene av sink er også redusert, men i noe mindre grad enn kobber. Ved Reitan (st. G4) var midlere vannføringsveiet sinkkonsentrasjon redusert med ca 70% fra 1986/87 til 1992, mens kobberkonsentrasjonen var redusert med ca 80%. Hovedårsaken til dette er at avrenningen fra Kjølvi, som har hatt den største reduksjonen i kobberavrenning, aldri har bidratt til sinkforurensningen. Fremdeles er det imidlertid kobberkonsentrasjonene som er mest avgjørende for giftvirkningene i vassdraget.

Stikkprøvene av Skuru, som drenerer avrenning fra nye Killingdal gruver, viste at elva var sterkt forurenset av kobber og sink. I oktober 1991 ble det målt konsentrasjoner av kobber opp til 130 µg/l, og konsentrasjoner av sink opp til 340 µg/l. I april 1992 var maksimalkonsentrasjonen av kobber 140 µg/l, og sinkkonsentrasjonen 290 µg/l. Samtidig ble årets høyeste kobberkonsentrasjon målt i hovedvassdraget ved G4 (38 µg/l). Fra mai 1992 og ut året ble det imidlertid registrert en maksimalkonsentrasjon på 41 µg/l i Skuru. Dette er betydelig lavere enn maksimalkonsentrasjonen høsten 1991 (130 µg/l). Det gjenstår å se om denne nedgangen er permanent eller om det skyldes spesielle hydrologiske forhold i 1992. Skuru representerer ca 10% av Gaulas nedbørfelt ved Reitan. Den relative betydningen av tilførslene via Skuru har økt nå som de øvrige tilførslene er sterkt redusert.

Tabell 3.1 viser en beregning av de enkelte kildenes bidrag til kobberkonsentrasjonen ved Reitan (st. G4) i 1986/87 og 1990-92. Beregningene er basert på middelverdier for perioden juni-desember og teoretisk fortykning fra ovenforliggende stasjoner ut fra nedbørfeltens størrelse.

### Tabell 3.1. Beregning av ulike kilders bidrag til kobberkonsentrasjonen ved Reitan (st. G4).

Beregningene er basert på middelverdier for perioden juni t.o.m. desember.

Utslippskilde	Kobber, µg/l ved G4			
	1986/87	1990	1991	1992
Kjøli via Storbekken	38	7	4	1
Killingdal via Gruvbekken	23	10	7	4
Killingdal via Skuru	4	4	6	2
Samlet bidrag fra gruvene	65	21	17	7
Bakgrunn	4	4	4	4
Beregnet konsentrasjon, G4:	69	25	21	11
Målt konsentrasjon, G4:	62	21	18	12

Det er en rimelig god overensstemmelse mellom beregnede og målte konsentrasjoner ved G4. Dette gjør det rimelig å anta at de beregnede bidrag fra de ulike kildene gir et godt estimat. Beregningene for 1992 tyder på at Kjøli gruver bare bidro med ca 1/7 av kobberforurensningen ved Reitan, mens de øvrige 6/7 kom fra de 2 kildene fra Killingdal gruver. Forholdet mellom bidragene fra de ulike kildene variere episodisk og sesongmessig. Eksempelvis kom omtrent halvparten av kobberforurensningene i mars/april 1992 fra Skuru. Reduksjonene i konsentrasjonene av kobber er ikke nødvendigvis lik reduksjonene i materialtransporten, da denne er avhengig av avrenningen i det enkelte år. Det er dog konsentrasjonene i elva og ikke transportverdier eller prosentvise reduksjoner som er avgjørende for de biologiske forhold i elven.

### 3.2 Transportberegninger av kobber og sink.

Våren 1990 var konsentrasjonene av kobber og sink i Gaula omtrent like høye som før tiltakene ble satt i verk. Fra midten av mai ble konsentrasjonene vesentlig lavere, noe som vedvarte resten av året. De høye konsentrasjonene på våren var trolig forårsaket av anleggsvirksomhet ved gruvene. For å bedømme effekten av de tekniske tiltak på tungmetalltransporten i Gaula, har vi derfor funnet det riktig å sammenligne transporten fra juni 1990 og ut året med tilsvarende perioder i 1986, 1987, 1991 og 1992. Transportverdier for hele år er også beregnet (tabell 3.2). Transportberegningene er utført for stasjon G4, Reitan. Denne stasjonen fanger opp de samlede utslipp fra Kjøli og Killingdal gruver. Vannføringsdata for Reitan (Killingdal vannmerke) i 1990-1992 er generert ut fra data fra Eggafossen. Målinger i 1986/87 viste god samvariasjon for vannføringene mellom Eggafossen og Reitan. Vannføringsdata er skaffet til veie av hydrologisk avdeling, NVE.

**Tabell 3.2. Transportverdier av kobber, sink og sulfat ved Reitan (St.G4) i 1986, 1987, 1990, 1991 og 1992.**

Verdier for perioden juni - desember, samt årlige transportverdier fra juni 1986 - mai 1987 og januar -desember 1987, 1990, 1991 og 1992 er vist.

Periode	Transport i tonn			Summert vannføring 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
	kobber	sink	sulfat	
juni - desember 1986	7.4	17	660	108
juni - desember 1987	12	23	1002	190
juni - desember 1990	2.4	7.7	344	120
juni - desember 1991	2.2	7.9	376	154
juni - desember 1992	1.1	4.5	256	116
juni 1986 - mai 1987	12	27	1075	189
jan. 1987 - des.1987	16	33	1414	272
jan. 1990 - des.1990	6.9	23	889	219
jan. 1991 - des.1991	3.3	11	560	211
jan. 1992 - des.1992	2.6	10	508	223

Årlig transport av kobber ved Reitan ble redusert med 21% fra 1991 til 1992. I perioden juni - desember 1992 var reduksjonen hele 50% i forhold til 1991. En medvirkende årsak til den store reduksjonen annet halvår var at vannføringen i denne perioden var 25% lavere i 1992 enn i 1991. På årsbasis ble transportene av sink og sulfat redusert med ca 10%. Det fremgår av tabellen at transportverdiene er sterkt influert av vannføringen. På årsbasis var imidlertid vannføringene tilnærmet like i 1990, 1991 og 1992. De observerte reduksjoner i transportverdiene må derfor tilskrives forurensningsbegrensende tiltak ved gruvene.

Konsentrasjonene av kobber er mindre påvirket av vannføringen enn transportverdiene. Vannføringsveide årsmiddelverdier for kobber var 63 µg/l i 1986/87, 30 µg/l i 1990, 16 µg/l i 1991 og 12 µg/l i 1992. Fordi transportverdiene kan variere mye fra år til år avhengig av de hydrologiske forhold, vil trolig konsentrasjonsendringene gi et sikrere grunnlag for å

bedømme effekten av de tekniske tiltakene i gruveområdene. De prosentvise reduksjonene av middelkonsentrasjonen og transportverdien for kobber fra 1986/87 til 1992 var allikevel tilnærmet like (hhv 81 og 78%).

Hvis man legger til grunn den prosentvise fordelingen mellom kildene som ble beregnet i kapittel 3.1 og trekker fra en beregnet bakgrunnstransport på ca 0.8 tonn fra transportverdien for kobber ved Reitan i 1992 (tabell 3.2), blir bidraget fra Kjøli ca 0.3 tonn og fra gamle og nye Killingdal gruver hhv 1.0 og 0.5 tonn. Verdien for gamle Killingdal gruver er den samme som resultatet fra direkte transportmålinger av kobber i gruveområdet (Iversen 1993 I). Direkte transportmålinger ved Kjøli (Iversen 1993 II) ga en årlig transportverdi på 0.6 tonn. Dette er 0.3 tonn høyere enn ovenstående beregning. En mulig medvirkende årsak til forskjellen kan være at bakgrunnsverdien på 4 µg/l (målt i Gaula oppstrøms Storbekken fra Kjøli i 1986/87) som er brukt ved beregninger fra Gaula-data kan være litt for høy. Tilførslene fra Kjøli vil i så fall bli underestimert. En reduksjon i bakgrunnsverdien fra 4 til 2 µg/l vil redusere forskjellen mellom de to beregningsmetodene til 0.2 tonn/år. En usikkerhet ved transportmålingene ved gruveområdene er at man ikke har kontinuerlig registrering av vannføringen, og at prøvetakingen i vinterhalvåret er vanskelig på grunn av store snømenger. Det er rimelig god overensstemmelse for summen av kobbertilførslene fra Kjøli og gamle Killingdal ved de to beregningsmetodene: 1.3 tonn/år (denne rapporten) og 1.6 tonn/år (Iversen 1993 I og 1993 II). Sinktransporten ved G4 ble beregnet til 10 tonn/år (tab.3.2). Iversen (1993) beregnet sinktransporten fra gamle Killingdal til ca. 6 tonn/år. Siden transporten ved G4 også inkluderer ca 2 tonn/år fra Skuru, og en bakgrunnsavrenning på anslagsvis 1-2 tonn/år, er det god overensstemmelse mellom de to uavhengige beregningsmetodene.

Når man tar hensyn til de usikkerheter som er knyttet til naturgitte variasjoner og beregningsmetoder synes det rimelig å konkludere med at de tekniske tiltakene i gruveområdene hittil har redusert forurensningen av kobber med ca 80% og sink med ca 70%. Tiltakene har vært mest effektive ved Kjøli gruver. Ved Killingdal gruver ser det ut til å være behov for supplerende tiltak for å redusere avrenningen av tungmetaller.



## 4. BEGROING

### 4.1 Metoder.

Begroingsprøver ble samlet ved befaringer i vassdraget den 21. sept. 1991 og 23. sept. 1992. Begge år ble det samlet prøver på stasjonene G1 til G7. Vannstanden var relativt lav og prøvetakingsforholdene var gode ved begge befaringer.

Metodikk for innsamling og bearbeiding av begroing er beskrevet i en tidligere rapport om Gaula (Traaen et al. 1989). I hovedsak gjøres en kvalitativ kartlegging av begroingssamfunnet. I felt vurderes hvor stor del av elveleiet som er dekket av de ulike begroingsorganismer (dekningsgrad). I laboratoriet analyseres prøvene i mikroskop, organismene artsbestemmes og mengden av de ulike begroingsorganismer angis.

### 4.2. Resultater

Tabellen, som viser begroingens artsammensetning og mengdemessige forekomst i 1991 og 1992, er gjengitt i vedlegget.

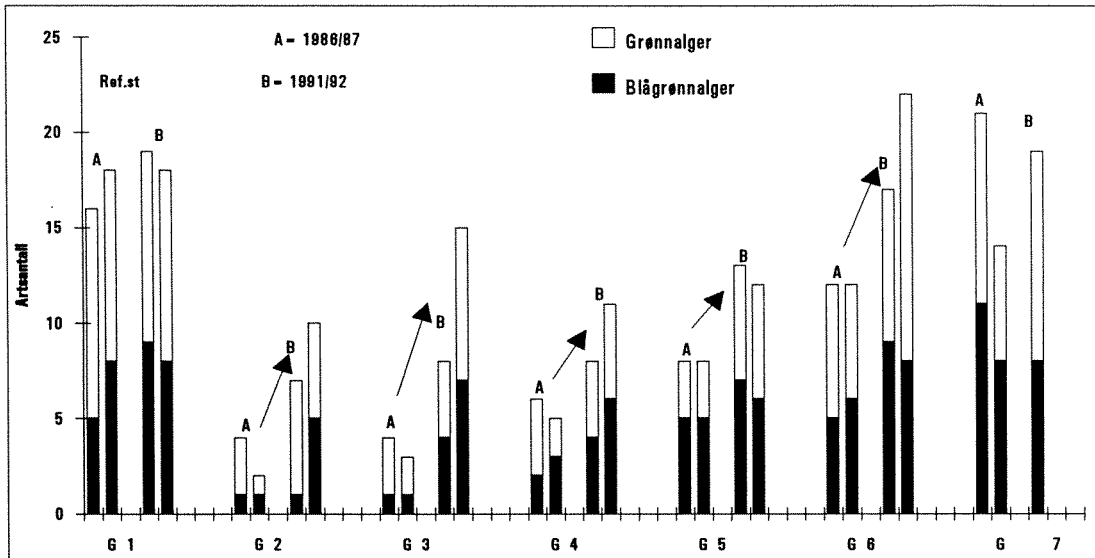
#### Generelt inntrykk av begroingen i 1991 og 1992

På referansestasjonen oppstrøms Storbekken (G1) så begroingen ut som i 1986/87. Den var frodig, variert og hadde en frisk farge. Fra Storbekken (G2) forbi Grubbekken (G3) var det tykke okerslammet, som tidligere dekket det meste av elveleiet, nesten forsvunnet. Elveleiet hadde fremdeles et rødlig preg. I 1986/87 hadde slammets størst mektighet rett nedstrøms innløp Storbekken og avtok deretter gradvis. I 1991/92 var det mest slam nedstrøms innløp av Grubbekken. På stasjon G4 ved Reitan var det liten begroing både i 1991 og 1992. Her er de fysiske forhold åpenbart ganske tøffe, og det meste av begroingen ser ut til å skures vekk ved høy vannføring. Okerslam, som dannet et påfallende belegg i 86/87, hadde nå liten forekomst. I 1991 var begroingen ved Ålen (G5) tilsynelatende lite endret. Alle større stein hadde fremdeles et brunsvart algebelegg. Et år senere var dette betydelig redusert. I tillegg hadde trådformede grønnalger fått noe større forekomst enn tidligere. Fra Eggafossen (G6) ned til Singsås (G7) var begroingen tilsynelatende lite endret siden 1986/87.

#### Artsmangfold

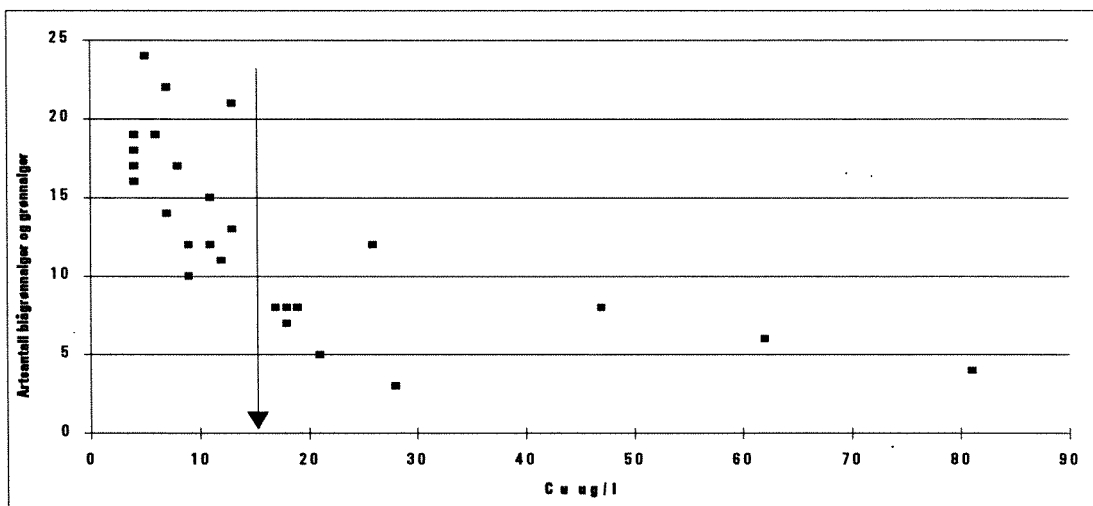
Figur 4.1. viser artsantall av blågrønnalger og grønnalger i september 1986-92. Fordi blågrønnalger og grønnalger er grundigst bearbeidet, er disse framstilt i figuren. På referansestasjonen (G1) har arts mangfoldet vært nesten uendret gjennom hele undersøkelsen. På alle andre stasjoner økte artsantallet (blågrønnalger og grønnalger) gjennomsnittlig med 4 til 7.5 arter fra 1986/87 til 1991/92. Endringen var ikke spesielt stor/liten på noen stasjon. Ved undersøkelsen i 1986/87 ble det antatt at artsantallet på den nederste stasjonen Singsås (G7) ikke var påvirket av Gaulas høye tungmetallinnhold. Undersøkelsen i 1991/92 viser en gjennomsnittlig økning i artsantall på 5 ved Singsås. Det kan tyde på at arts mangfoldet her var noe redusert i 1986/87. Figur 4.2 viser artsantall som funksjon av kobber. Data fra de høyeste kobberverdiene er ikke tatt med (da er artsantallet under enhver omstendighet lavt). Figuren viser markert avtak i artsantall når kobberinnholdet overstiger 12-15 µg/l. I 1986/87 var kobberinnholdet i gjennomsnitt 13 µg/l ved

Singsås. Det tilsier at artsmangfoldet ved G7 kan ha vært redusert som følge av høyt kobberinnhold i 1986/87.



**Figur 4.1. Artsmangfold av blågrønnalger og grønnalger i september. Gaula 1986-1992.**

Dersom man på grunnlag av figur 4.2 anslår 12-15  $\mu\text{g Cu/l}$  som en grense der det skjer en markert reduksjon i begroingens artsmangfold, vil flere av lokalitetene fra Storbekken til Eggafossen (G2-G6) ligge i grenseområdet. Så lenge vannets kobberinnhold i perioder vil komme opp i 12-15  $\mu\text{g/l}$ , kan man forvente at artsmangfoldet vil være redusert i forhold til Gaulas naturgitte mangfold. En økning i mangfoldet fra 1991 til 1992 gir imidlertid håp om tilnærmet "naturlige" samfunn om noen år dersom det skjer en ytterligere reduksjon i kobberinnholdet.



**Figur 4.2. Artsantall av blågrønnalger og grønnalger ved ulike konsentrasjoner av kobber.**

Data med Cu-verdier over 100  $\mu\text{g}$  er ikke tatt med. Pilen angir konsentrasjonsområdet for kobber der artsantall er markert synkende. Gaula 1986-1992.

### Noen begroingsorganismers forekomst i 86/87 og 91/92

I vedleggstabell 4.1 er noen begroingsorganismer gruppert etter forekomst i Gaula 86/87. Deres forekomst i 91/92 er vist lengst til høyre (b = blågrønnalger, g = grønnalger). Organismenes utvikling i vassdraget siden 1986/87 kommenteres. Tre arter er framstilt i figur 3.3. Disse omtales til sist.

Gruppe 1 (I 86/87: forekomst bare øverst i vassdraget, oppstrøms innløp Storbekken).

*Calothrix ramenskii* (b); har etablert en liten forekomst i 91/92 ved Grubbekken/Reitan.

*Schizothrix lacustris* (b); økt forekomst, etablert på alle lokaliteter, unntatt ved Storbekken (G2).

De andre artene i gruppe 1 har ikke etablert seg nedstrøms Storbekken.

Gruppe 2 (I 86/87: forekomst øverst og nederst i vassdraget, ikke i områder med moderat til betydelig tungmetallforurensning).

*Clastidium setigerum* (b); økt forekomst, har etablert seg på tre "nye" stasjoner.

*Mougeotia d/e* (g); økt forekomst, har etablert seg på to "nye" stasjoner.

De øvrige arter i gruppe 2 har uendret forekomst siden 86/87.

Gruppe 3 (86/87: forekomst i områder med sterk tungmetallpåvirkning, Kl. IV).

*Ulothrix subtilis* (g); redusert forekomst, trolig forsvunnet fra fire lokaliteter.

*Mougeotia a* (g); uendret forekomst.

Gruppe 4 (86/87: forekomst nederst i vassdraget, fra og med betydelig metallpåvirkede områder, Kl III).

*Microspora palustris* med varietet *minor* (g); økt forekomst, har etablert seg lenger opp til to "nye" stasjoner.

*Phormidium* cf. *autumnale* (3-4 $\mu$ ) (b); økt forekomst, har etablert seg lenger opp til to "nye" stasjoner.

*Chamaesiphon confervicola* (b); uendret.

Gruppe 5 (86/87: forekomst bare nederst i vassdraget, fra moderat tungmetallpåvirkede områder, Kl II).

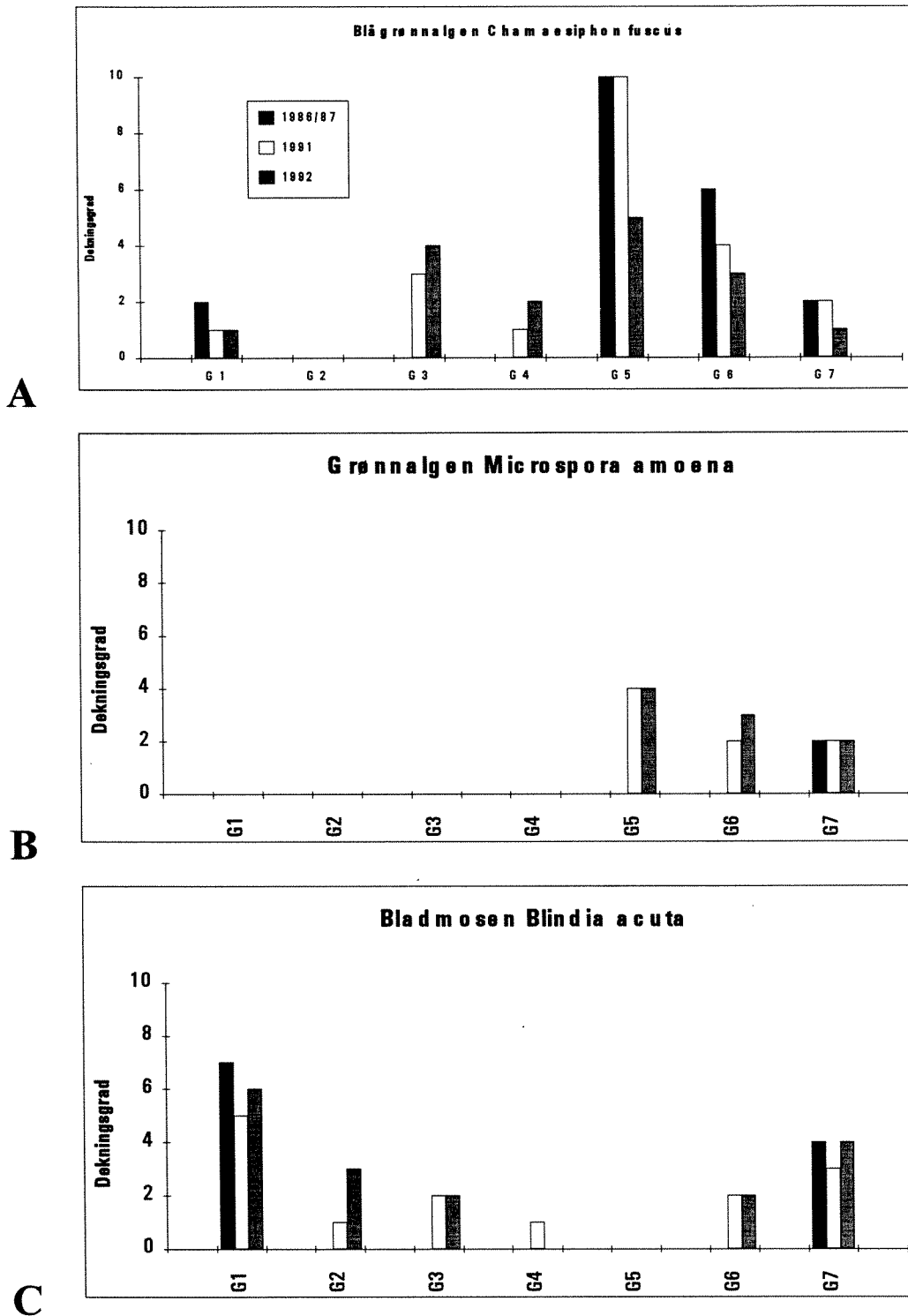
Bortsett fra *Microspora amoena* (g), se nedenfor, er forekomsten av arter i denne gruppen uendret.

"Nye" begroingsorganismer som ikke ble observert i 1986/87:

*Scytonematopsis starmachii* (b); Etablert på stasjoner der det tidligere var sterk tungmetallforurensning, G2, G3 og G4. I Norge vokser *Scytonematopsis* vanligvis på sure næringsfattige lokaliteter. Observasjoner de senere år tyder på at den er i ferd med å få økt forekomst flere steder i Europa. Hva årsaken i så fall kan være, er kunnskapen for liten til å si noe om.

*Homoeothrix janthina* (b); Etablert fra Ålen (G5) til Singsås (G7). Denne algen vokser vanligvis på forurensningspåvirkede lokaliteter. Relativt stor forekomst på st. G5, Ålen tyder på noe tilførsler av forurensninger her.

Figur 4.3A framstiller forekomsten av blågrønnalgen *Chamaesiphon fuscus* i 1986/87, 91 og 92. Tidligere hadde denne masseforekomst ved Ålen (G5) og dannet et massivt brunsvart belegg på alle større stein. Dette er ikke en normal vekstform for denne algen. Vanligvis



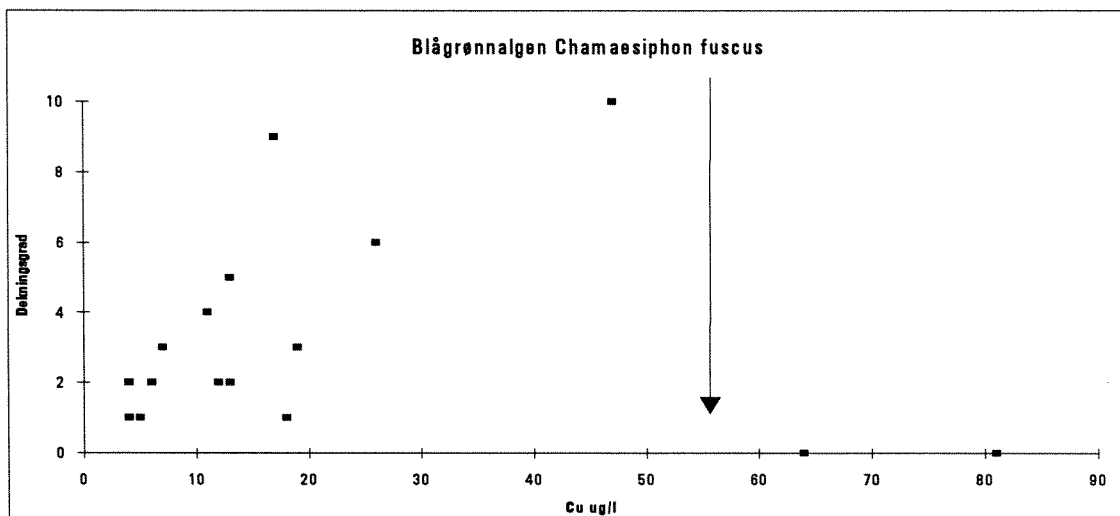
**Figur 4.3. Dekningsgrad av tre begroingsorganismer.**

Dekningsgrad angis normalt i skala fra 1-5. I figuren er den økt lineært til 10. Gaula 1986-92.

danner den små brunsvarte flekker, som om noen skulle ha sprutet med maling. Tidligere var også forekomsten ved Eggafossen (G6) unormalt stor. Etter at tungmetallforurensningen i Gaula har avtatt, er forekomsten av *C. fuscus* langsomt redusert. Samtidig har den etablert seg på stasjoner oppstrøms Ålen (G3 & G4). Den ser ut til å ha en form for strategi som gjør at den klarer seg i tungmetallforurensede vassdrag, og er da i stand til å utvikle unormale bestander hva mengde angår. Samtidig ser den ut til å forsvinne når kobberkonsentrasjonen går over en viss verdi. I figur 4.4 er forekomsten av *C. fuscus* framstilt som funksjon av kobberinnholdet i Gaula. Figuren tyder på at *C. fuscus* øker i mengde med økende kobberkonsentrasjoner inntil en øvre grense på 50-60  $\mu\text{g}$  pr liter. Når denne overskrides forsvinner *C. fuscus*. Liknende observasjoner er gjort i Orkla (Grande & Romstad 1989). Her har den unormalt stor forekomst i et sidevassdrag der kobberkonsentrasjonen er ca. 50 $\mu\text{g}$  pr. liter.

Figur 4.3B viser forekomsten av grønnalgen *Microspora amoena*. Forekomsten av *M. amoena* i 1991 og 92 er økt, det kan være et resultat av to forhold. Redusert tungmetallpåvirkning gjør det mulig for *M. amoena* å vokse høyere opp i elva. Den relativt store forekomsten ved Ålen (G5) tyder samtidig på noe høyt næringssaltinnhold i denne del av vassdraget.

Figur 4.3C viser forekomsten av mosen *Blindia acuta*. Denne har fått økt utbredelse etter at tungmetallpåvirkningen ble redusert. Den er nå etablert på alle stasjoner unntatt Ålen (G5). *Blindia* er vanligvis ømfintlig for generell forurensning, det er muligens grunnen til at den ikke har etablert seg ved Ålen. Fra Storbekken til Reitan er *Blindia* foreløpig eneste markerte og lett synlige begroingsorganisme. Den er meget kortvokst. Dersom tungmetallkonsentrasjonen fortsetter å være på det nåværende lave nivå, kan man vente at den vil øke i størrelse de neste år. I Orkla har *Blindia* etablert seg på en lokalitet der kobberkonsentrasjonen ble redusert fra ca 75 til 25  $\mu\text{g}$  pr. liter (Grande & Romstad 1989). I et sidevassdrag til Orka er *Blindia* en av de få begroingsorganismene som trives, her er kobberkonsentrasjonen ca 50 $\mu\text{g}$  i sommerhalvåret.



**Figur 4.4. Forekomst av *Chamaesiphon fuscus* ved ulike konsentrasjoner av kobber.**

Pilen indikerer konsentrasjonsområdet der *Chamaesiphon* forsvinner. Gaula 1986-1992.

### Andre observasjoner i 1991/92

Ved Ålen (G5) hadde begroingen et vist innhold av organismer som lever av lett nedbrytbart organisk materiale, bl.a. bakterien *Sphaerotilus natans*. Dette var nytt i 91/92 og tyder på at elva tilføres noe forurensninger i form av nedbrytbart organisk materiale. Dette er forøvrig i overensstemmelse med den nyetablerte forekomsten av et par forurensningsindikerende alger på denne lokaliteten.

## 4.3. Diskusjon og sammenfatning

### St G1. Referansestasjonen nedstrøms Riasten

Begroingsamfunnet på referansestasjonen øverst i vassdraget ga samme visuelle inntrykk som i 1986-87 og bestod stort sett av de samme organismer som dengang. Dette samfunnet er karakteristisk for en nøytral lite forurenset lokalitet.

### Strekningen G2 til G4 (nedstrøms Storbekken til Reitan/Killingdal)

På stasjonene G2 (nedstrøms Storbekken), G3 (nedstrøms Grubekken) og G4 (Reitan/Killingdal) er det registrert betydelige endringer i begroingsamfunnet siden 1986-87. Det røde okerslammet som dekket det meste av elveleiet, er nesten forsvunnet. På stasjonen nedstrøms Grubekken (G3) er det fremdeles noe okerslam, men det har ikke samme mektighet som tidligere. Vanlige begroingsorganismer har etablert seg og artsantallet har økt. Det er fremdeles markert lavere enn oppstrøms Storbekken (G1). De begroingsorganismer som ser ut til å få stor forekomst i dette elveavsnittet tåler moderat høye konsentrasjoner av bl.a. kobber. Både mosen *Blindia acuta* og blågrønnalgen *Chamaesiphon fuscus* kan etablere stor forekomst når kobberinnholdet er 20-50 µg pr. liter. Det tyder på at tungmetallforurensningen fremdeles er høy i perioder. Erfaringer bl.a. fra Gaula tilsier at artsmangfoldet reduseres når kobberinnholdet overstiger 12-15 µg. I 1992 var middelverdiene for kobber i denne del av vassdraget 12 µg eller lavere. At begroingsamfunnet fremdeles er preget tungmetallforurensning tilsier at konsentrasjonene i alle fall episodisk er over dette. Så lenge det skjer kan man forvente et noe artsfattig samfunn preget av moderat metalltolerante arter. Størst forekomst av okerslam nedstrøms Grubekken (G3) tyder på at tungmetallpåvirkningen nå er større her enn lenger opp i vassdraget.

### G4 Ålen

At det massive brunsvarte belegget av *Chamaesiphon fuscus* er i ferd med å forsvinne tyder på bedre forhold mht. tungmetallforurensning. Artsmangfoldet har dessuten økt. Det er imidlertid lavere enn det antatt naturlige for Gaula, det tyder på at tungmetallforurensning fremdeles preger begroingen i moderat grad. Nyetablering av næringskrevende alger og organismer som lever av å bryte ned organisk materiale bl.a. bakterien *Sphaerotilus* tyder på moderat belastning med generelle forurensninger. Dette behøver ikke nødvendigvis skyldes økte tilførsler av næringsalter og organisk stoff. Reduksjoner i tungmetalltilførslene kan ha bidratt til at organismer, som tidligere var hemmet i sin vekst, nå klarer å etablere seg i området.

### Strekningen G6 til G7, Eggafossen til Singsås

På stasjonene Eggafossen (G6) og Singsås (G7) var det visuelle inntrykk av begroingen omlag som i 1986-87. Ved Eggafossen var artsmangfoldet økt og begroingsamfunnet var

tilsynelatende normalt. Dersom forholdene var helt normalisert kunne man forventet at enkelte arter, som tidligere bare vokste ved Singsås, ville ha etablert seg ved Eggafossen, se tabell 4.1. Også ved Singsås hadde artsmangfoldet økt og tilsvarer nå Gaulas naturlige nivå. Tungmetaller preger trolig ikke lenger begroingsamfunnet ved Singsås.

### **Sammenfattende kommentarer**

Etter at tungmetallforurensningen ble redusert har det skjedd en markert normalisering av begroingsamfunnet. Redusert mangfold i forhold til det naturlige og overvekt av moderat metalltolerante arter tyder på at tungmetaller fremdeles i noen grad preger samfunnet. Episoder med kobberverdier over 12-15  $\mu\text{g/l}$  er en av årsakene til dette. Betydningen av sinktilførslene er det vanskeligere å si noe konkret om, men de virker trolig også inn på samfunnet. Bakterier og næringskrevende alger nedstrøms Ålen (G5) er ikke registrert tidligere. Dette skyldes trolig at reduserte tungmetallkonsentrasjoner ikke lenger hindrer denne type organismer i å etablere seg. Den generelle forurensningen ved Ålen er moderat og ser ikke ut til å prege samfunnet så langt ned som til Eggafossen. Ved Singsås er trolig begroingen nå fullstendig normalisert hva tungmetallforurensning angår.

## 5. BUNNDYR

### 5.1 Innledning

Undersøkelser av bunndyr kan i likhet med andre biologiske parametre gi informasjon om forholdene i vannforekomstene. Da faunaen er avhengig av vassdraget som levested over lengre tidsrom vil studier av bunndyrsamfunnets oppbygging og artssammensetning gi informasjon om levestandardene over tid.

I Gaula ble bunndyr brukt i vannkvalitetsovervåkingen i 1986/87 (Traaen m.fl. 1988), og dette kapitlet oppsummerer utviklingen av bunnfaunaen på de samme stasjoner som ble undersøkt i 1986/87 etter at tiltak er gjennomført og tungmetallinnholdet har gått ned.

For å bruke bunndyr som indikatorer på forurensning bør organismene artsbestemmes siden selv arter innen samme slekt kan vise ulik toleranse overfor samme forurensning (Resh & Unzicker 1975). For Gaula er det lagt vekt på døgnfluer, steinfluer og vårfluer siden disse er svært vanlige i rent rennende vann og har arter med antatt lave toleransegrenser for forurensning.

Det er foretatt flere undersøkelser på bunndyr i tilknytning til gruveforurensning. Nedenfor et utslipp, der giftvirkningen gradvis avtar, vil artene komme tilbake i forhold til deres toleranse. Foruten Gaula er norske undersøkelser som omhandler arter foretatt bl.a. i Folla (Aanes 1980, jf. også Grande 1991) og i Skorovassdraget (Lien m.fl.1983, Grande m.fl. 1985).

### 5.2 Metoder

Til innsamling av bunndyr ble sparkemetoden benyttet (Hynes 1961, Brittain og Saltveit 1984). Det ble brukt en håv med sider 25 cm og maskevidde 0,50 mm. Innsamlingen ble tatt på tid i 5 min. pr. prøve.

Stasjonene for innsamling av bunndyr er i hovedsak de samme som for den fysisk-kjemiske delen av undersøkelsen og er vist i figur 2.3. I tillegg er det tatt bunndyrprøver fra tre supplerende stasjoner (G4b, G4c og G4d) mellom Reitan (G4) og Ålen (G5). Alle stasjonene ble også undersøkt i 1986/87. Innsamlingene ble foretatt i september 1991 og juni/juli 1992.

### 5.3 Resultater og diskusjon

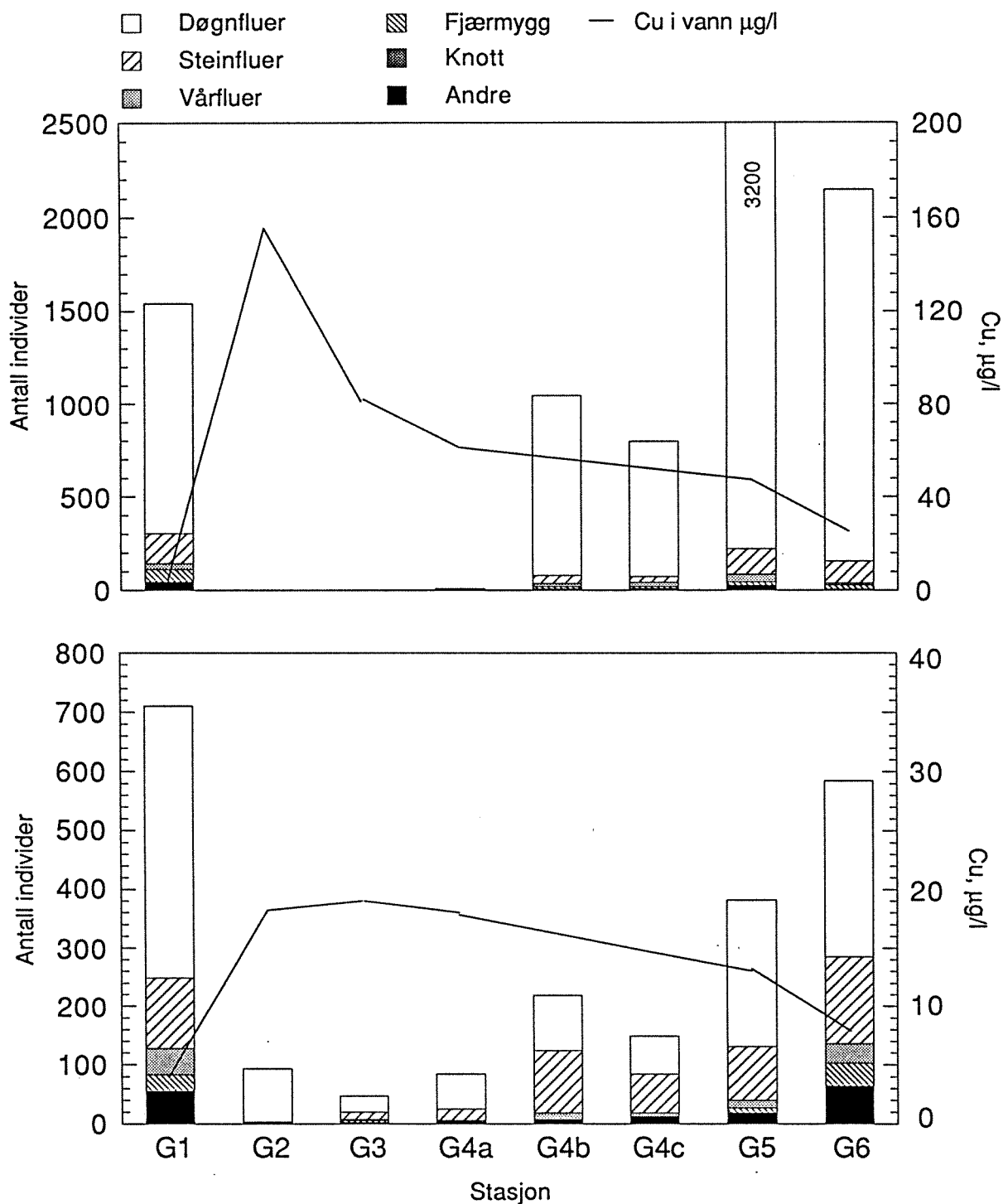
#### Bunndyrsammensetning og mengder

Figurene 5.1-5.2 viser bunnfaunasammensetningen på 8 stasjoner i øvre Gaula i 1986/87 og 1991/92. Middelverdien av kobberkonsentrasjonen på stasjonene i de to periodene er også plottet inn på figurene. Detaljer om faunasammensetningen er gitt i tabellene 5.1 og 5.2 i vedlegget.

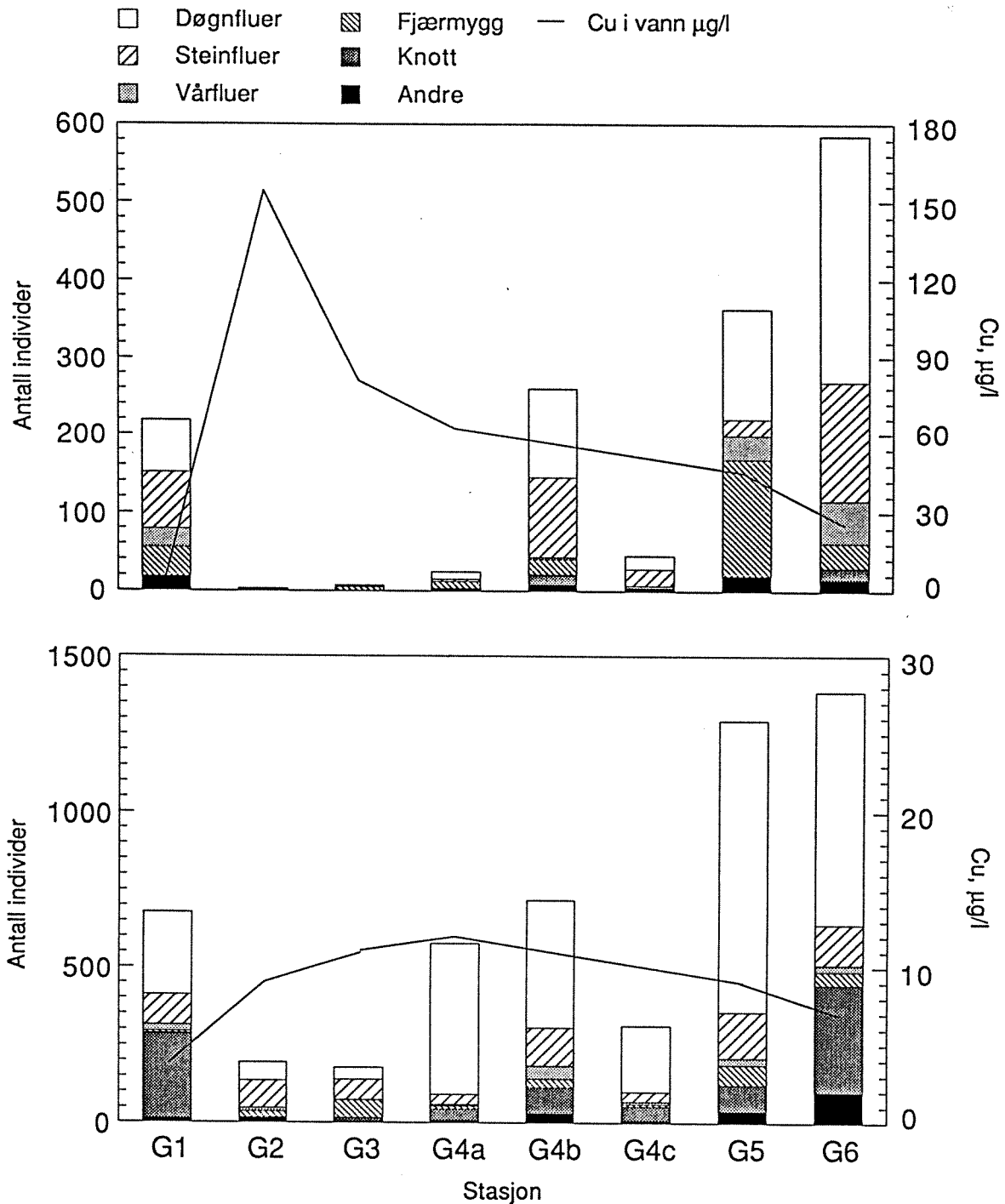
På referansestasjonen (G1) ovenfor gruveforurensningen i Gaula, var faunasammensetningen mye lik i de to periodene, med døgnfluer, steinfluer, vårfluer og tovinger som de



dominerende insektordnene. Knottlarver kom inn i betydelig antall i vårprøvene 1992, men var ellers sparsomt tilstede. Faunasammensetning og mengder er slik en kan forvente i klarvannselver ellers i området.



**Figur 5.1. Bunndyrmengder (antall pr. prøve) og faunasammensetning i sparkeprøver fra øvre Gaula, september 1986 (øverst) og september 1991 (nederst). — angir middelverdien av kobberkonsentrasjoner i vannet. (Merk: ulik skalering på de to figurene).**



**Figur 5.2. Bunndyrmengder (antall pr. prøve) og faunasammensetning i sparkeprøver fra øvre Gaula, mai-juni 1987 (øverst) og juni-juli 1992 (nederst). — angir middelverdien av kobberkonsentrasjoner i vannet. (Merk: ulik skalering på de to figurene).**

Resultatene viser en klar reetablering av faunaen på de elvestrekningene som i 1986/87 måtte betraktes som nærmest "død elv". Reetableringen var i gang på stasjon G2 høsten 1991 og fortsatte videre nedover vassdraget. Mens det i 1986/87 bare ble påvist slengere av

dyr (enkeltindivider) i høstprøvene fra stasjon G2, G3 og G4, viser høstprøvene fra 1991 gjennomsnittlig 75 individer pr. prøve fra stasjonene, og 4-7 dyregrupper til stede (vedleggstabell 5.1). Tilsvarende situasjon ble funnet våren 1992, og da med enda høyere tettheter av bunndyr på stasjon G2-G4 (vedleggstabell 5.2). Det er særlig døgnfluer og steinfluer som i størst antall reetablerer seg, men vårprøvene viser at også knottlarver og fjærmygglarver forekom tallrikt på G2-G4. Sammenlignet med referansestasjonen (G1) og forholdene lengst ned (G6) er individantallet fortsatt lavt, men mange arter har alt reetablert bestand i de mest belastede strekningene (G2-G4). Fra stasjon G4b stiger individantallet kraftig, og er middels høyt ned til stasjon G5. Dette var konsistent både for høst- og vårprøver. Samme utviklingen i bunndyrtettheter ble også konstatert i 1986, hvor tetthetene var spesielt høye nedenfor G4b (jf. vedleggstabell 5.1). Dette har høyst sannsynlig sammenheng med tilførsel av reint vann og drivfauna fra Rugla. Rugla er ei relativt næringsrik elv med høye bunndyrtettheter og stor artsdiversitet (Traaen m.fl. 1986). Stasjon G4b ligger rett nedstrøms samløp Rugla, og alle prøverunder viser en kraftig økning i bunndyrtetthetene her sammenlignet med ovenforliggende stasjoner. Det er en nedgang igjen i tetthet på stasjon G4c, før tetthetene igjen stiger på stasjon G5 og G6. Dette mønsteret ble funnet ved alle prøvetidspunkt og viser viktigheten av slike sideelver under reetablering av fauna når tungmetallinnholdet går ned.

Faunasammensetningen viser ellers forholdsvis små endringer nedenfor G4 fra 1986/87 til 1991/92. Døgnfluer og steinfluer dominerer, men med en noe økt andel steinfluer i høstmaterialet fra 1991 sammenlignet med 1986. For vårmaterialet var det en større andel knottlarver og døgnfluellarver i 1992 sammenlignet med 1987. Endringer i faunasammensetning mellom ulike tidsperioder bør imidlertid også analyseres ut fra artsammensetningen.

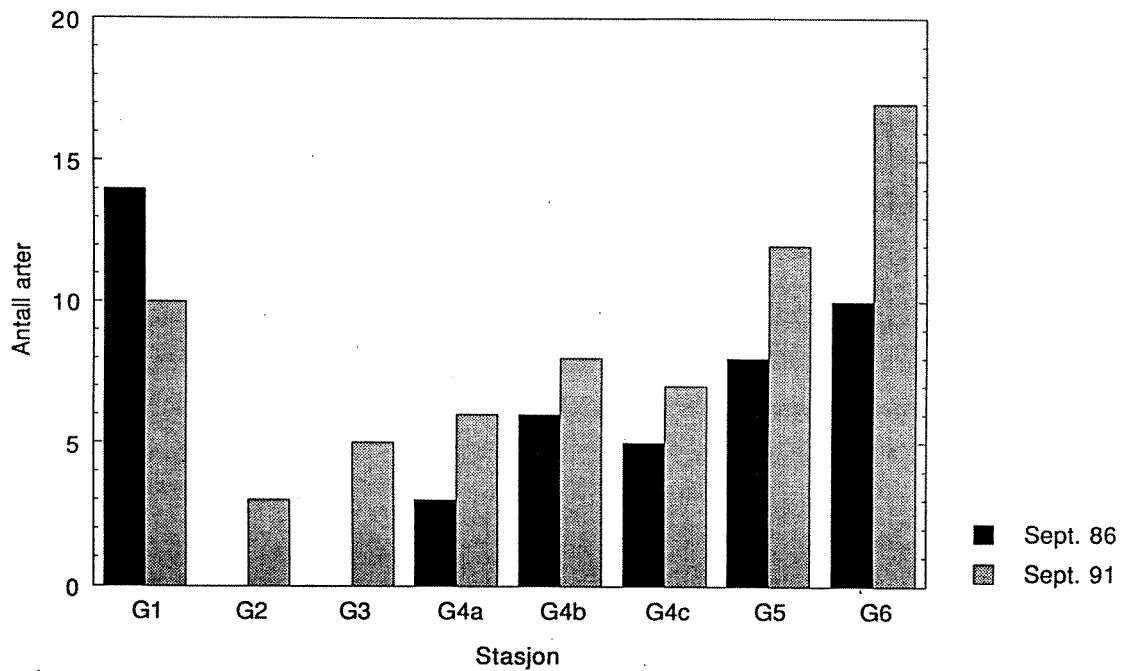
### Artssammensetning

Artssammensetningen er analysert for de dominerende gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Artssammensetningen av larver innen disse gruppene er svært avhengig av artenes livssyklus og dermed hvilken årstid prøvene er tatt. For prøvene i Gaula er høstprøvene tatt til samme tid i 1986 og 1991, mens vårprøvene i 1992 ble tatt en hel måned seinere enn i 1987 på grunn av vannføringsforholdene. Dette gjør at flere arter som flyr tidlig ikke kom med i prøverunden i 1992, noe en må ta med i vurdering av artsantallet mellom periodene.

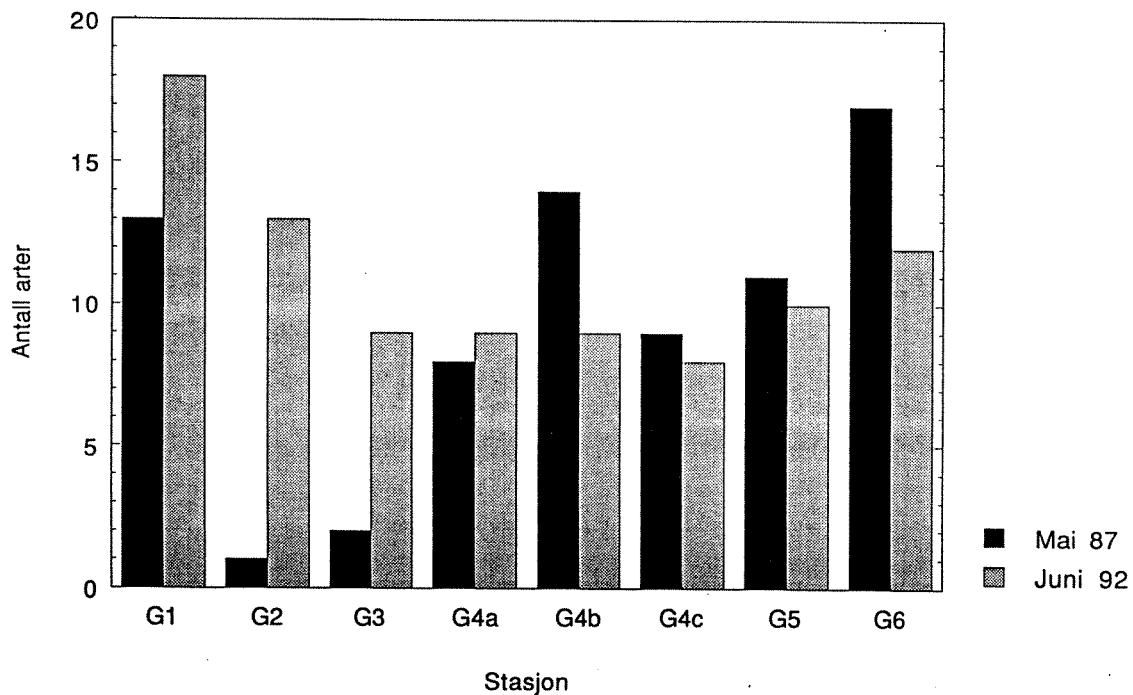
Resultatene av artsanalysen er vist i figur 5.3 og 5.4 og i tabellene 5.3 og 5.4 i vedlegget. Det er en klar reetablering av arter innen alle tre grupper på stasjonene G2, G3 og G4 når en sammenligner 1986/87 med 1991/92. Dette gjelder både vår- og høstprøver. Figur 5.3 viser også at antall arter døgn- og steinfluer har økt på stasjonene G4b til G6 i 1991 sammenlignet med 1986. For vårprøvene er bildet mer nyansert (figur 5.4). Også disse viser en klar økning av arter på de tidligere mest forurensete stasjonene G2 og G3, mens det totale artsantallet var lavere på stasjonene G4b-G6 i 1992 sammenlignet med 1987. Dette skyldes for en del at arter som flyr tidlig (eks. steinfluene *Capnia atra* og *Leuctra hippopus*) var borte fra de lavestliggende stasjoner under prøvetaking i 1992.

Vedleggstabellene 5.3-5.4 viser at det i 1986/87 ble påvist bare enkeltindivider av døgn- og steinfluer på stasjon G2-G4 og disse antas i stor grad å skyldes driv fra sidebekker. Høstprøvene 1991 viser at døgnfluen *Baetis rhodani* fantes i betydelig antall på disse stasjonene, og vårprøvene i 1992 viser at også flere døgnfluearter som *Ameletus inopinatus* og

*Ephemerella aurivilli* har klart å etablere seg her. Mens *B. rhodani* er regnet som en tolerant art overfor tungmetaller, er *E. aurivilli* sensitiv (jf. Rehfeldt & Søchtig 1991).



**Figur 5.3.** Antall arter av døgn- og steinfluer i øvre Gaula basert på R5-prøver i september 1986 og 1991.



**Figur 5.4.** Antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i øvre Gaula, basert på R5-prøver i mai/juni 1987 og juni/juli 1992.

Arten *Heptagenia dalecarlica* forekom i begge perioder på referansestasjonen G1, og ble heller ikke i 1991/92 registrert igjen før på stasjon G6. Denne slekten har vist seg meget sensitiv overfor tungmetaller (Clements et.al. 1988a, Rehfeldt & Søchtig 1991) og manglende reetablering tyder på fortsatt forurensning i vassdragsavsnittet.

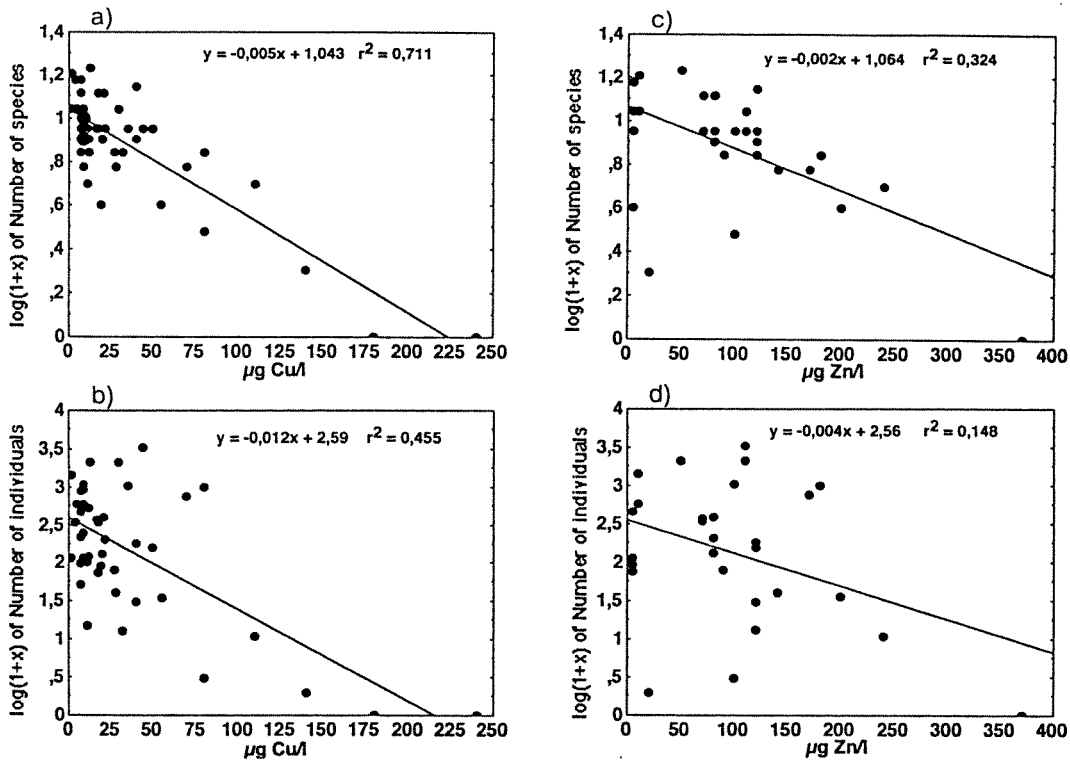
På stasjon G2 ble det våren-92 observert 8 arter steinfluer, mer enn på noen av de andre stasjonene, og artssammensetningen skilte seg lite fra referansestasjonen. Også på stasjon G3 og G4 var det nå etablert en artsrik steinfluefauna med henholdsvis 6 og 5 arter. *Amphinemura borealis* og *A. sulcicollis* dominerte både på disse stasjonene og videre nedover elva i 1992. *Nemoura cinerea* forekom i betydelig antall på stasjon G2, og ble påvist bare her i 1992. På stasjon G4b, som er sterkt influert av driv fra Rugla, ble det funnet færre steinfluearter i 1992 enn i 1987, mens forholdet var omvendt på stasjon G5. Høstprøvene viser også en klar økning i antall steinfluearter fra stasjon G3 og nedover i 1991 sammenlignet med 1986, og økning i antall individer pr. art. *Diura nanseni*, *Isoperla sp.* og *Capnia sp.* var de dominerende arter i høstprøvene.

*Diura nanseni* og *Isoperla sp.* er regnet som sensitive arter for forurensning, mens *Nemoura* og *Amphinemura* er regnet som mer tolerante. Dette gir seg imidlertid ikke utslag i forskjeller i reetablering i Gaula. Resultatene indikerer at de fleste steinflueartene er mer tolerante overfor tungmetallforurensning av kobber og sink enn flere døgnfluearter.

Av vårfluematerialet er det bare vårprøver som er artsbestemt fra begge perioder (tabell 5.4). Artssammensetningen på de ulike stasjoner viser ikke tilsvarende reetablering som for døgn- og steinfluer, og det virker ikke som om nedgangen i tungmetallkonsentrasjonene foreløpig har hatt markert innvirkning på vårfluefaunaen. Materialet viser fortsatt en mer sparsom fauna på stasjonene G2 til G5 sammenlignet med stasjonene G6 og G1. Det ble imidlertid funnet to vårfluearter på stasjon G2 i 1992.

Vi har sammenholdt artsantallet av døgnfluer, steinfluer og vårfluer med kobberkonsentrasjonene på de enkelte stasjoner. I 1986/87 begynte arter av døgnfluer og steinfluer å komme tilbake på G5 (også G4b, men med effekt av Rugla) hvor middelkonsentrasjonen av kobber var 47 µg Cu/l. Først ved G6 var artssammensetningen på et "normalt" nivå, d.v.s ved en kobberkonsentrasjon på 15-20 µg Cu/l. Dette samsvarer med resultatene fra 1991/92 hvor døgn- og steinfluearter kom inn allerede på stasjon G2 der middelkonsentrasjonen av kobber nå var 18 µg/l (1991) og 9 µg/l (1992). Kobberkonsentrasjonene økte noe ved G3 og G4 (etter samløp Grubekken og Skuru), men nådde ikke over 20 µg Cu/l. Dette har likevel ikke gitt noen markert nedgang i artsmangfoldet sammenlignet med stasjon G2.

For totalmaterialet (1986-1992) er det undersøkt eventuell sammenheng mellom metallinnhold i vannet og artsmangfold og mengde av de dominerende bunndyrgruppene døgnfluer og steinfluer. Resultatene er vist i figur 5.5. Det var en meget god korrelasjon mellom konsentrasjonen av kobber i vannet og antallet arter (døgnfluer og steinfluer) ( $r^2=0,711$ ,  $p\leq 0,0001$ ). Det var også en bra korrelasjon mellom kobberkonsentrasjoner og individantall ( $r^2=0,455$ ,  $p<0,0001$ ). Sammenhengen mellom sinkkonsentrasjonen i vannet og både antall arter og antall individer, var dårlig, men likevel signifikant ( $r^2=0,324$ ,  $p<0,01$  og  $r^2=0,148$ ,  $p<0,05$ ). Det er imidlertid tvilsomt om denne sammenhengen er reell og kan tillegges særlig vekt i biologisk sammenheng.



**Figur 5.5. Sammenhengen mellom konsentrasjonen av kobber i vannet og a) antall arter og b) antall individer av artene, og sammenhengen mellom konsentrasjonen av sink i vannet og c) antall arter og d) antall individer av artene.**

En ranking korrelasjonsanalyse mellom artsantall og kobberinnhold for de enkelte år viste signifikant korrelasjon mellom antall arter døgnfluer og kobberinnholdet i vannet både for 1986/87 og 1991/92 ( $p < 0,005$  tabell 5.5). Det var også signifikant korrelasjon mellom antall arter steinfluer og kobberinnholdet i begge perioder ( $p < 0,03$ ). Dette viser at også i 1991/92 er det en økning i artsantall med synkende kobberkonsentrasjon, noe som indikerer at faunaen fortsatt er i en reetableringsfase.

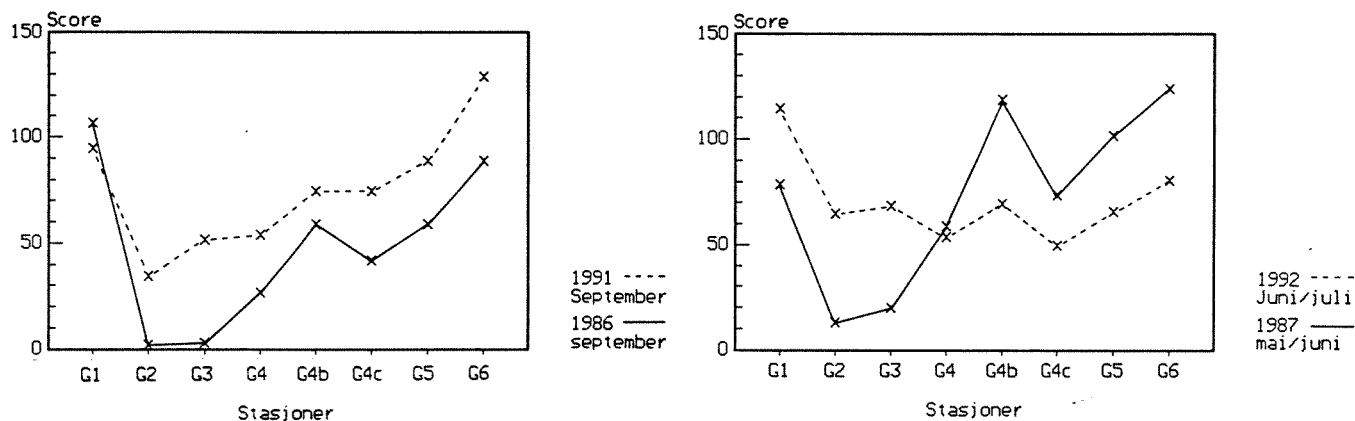
Faunaen i en slik reetableringsfase vil være ustabil, og selv om middelverdiene ligger under toleransegrensen til de fleste arter, kan plutselige og kortvarige topper i tungmetallkonsentrasjonene ta livet av dyrene. Det er derfor ikke å vente at meget sensitive arter som *Heptagenia dalecarlica* skal kunne reetablere bestand før konsentrasjonene er på et enda lavere nivå. Det er også usikkert hvorvidt utvasking av slam fra elvesedimentene fortsatt kan gi enkelte topper i metallinnhold. Clements et. al. (1988b, 1990) fant ved eksperimentelle forsøk betydelig reduksjon i både artsantall og individtetthet selv ved kobberkonsentrasjoner ned mot  $9 \mu\text{g/l}$ . Tosisiteten av kobber er imidlertid svært avhengig av hvilken form metallet forekommer i.

### Forurensningsindekser

Forskjellige bunndyrarter/grupper reagerer ulikt på metallforurensninger og har forskjellige toleransegrenser (Mance 1987, Clements et.al. 1988). Dette er benyttet i utvikling av forurensningsindekser for å kunne gi en tallverdi for forurensningsnivå basert på tilstedeværelse/fravær av bunndyr. De mest benyttede indekser er imidlertid utviklet i andre

land, og ofte basert på andre typer forurensninger (organisk forurensning). De kan derfor ikke brukes uten forbehold, og flere er forsøkt tilpasset norske forhold. I forbindelse med forurensning fra gruver er særlig tre score-indeks benyttet her i landet: Long Score Index (ISO 1984), Trent Biotic Index (Woodiwiss 1964, Borgstrøm og Saltveit 1978) og Biological Monitoring Working Party Index (BMWP) (jf. Armitage et al. 1983). De to førstnevnte indekser ga en bra beskrivelse av forurensningssituasjonen i gruveforurensede Folla (Aanes 1980, Iversen og Aanes 1986), mens i Gaula synes BMWP-indeksen å skille best på faunaforandringene (Traaen et.al. 1986).

Vi har derfor valgt å bruke BMWP-indeksen i en sammenligning av situasjonen i 1986/87 med 1991/92. Figur 5.6 viser indekstallene for de ulike stasjonene i Gaula i de to periodene. Indekstallene basert på prøver fra september viser en markert bedring i forurensningsbelastningen på alle stasjoner fra 1986 til 1991. Verdiene beskriver et forløp i forurensningssituasjonen som er sammenfallende med utviklingen av artsantallet på stasjonene. Det lavere indekstallet for G4c enn G4b og G5 i 1986, skyldes at flere arter som tilføres fra Rugla blir slått ut etter en kort strekning, men kommer inn igjen på G5. I 1991 er forurensningssituasjonen på G4c bedret slik at en ikke lenger får dette utfallet av arter (lavere indeksverdi). Indeksverdien for G5 er nært opp til indeksverdien for G1 i 1991. Også for vårprøvene fra 1987 og 1992 synes BMWP-indeksen å vise sammenfallende utvikling med artsantallet på de ulike stasjoner. Indeksverdiene for 1992 varierer lite mellom G2 og G5 og indikerer omtrent samme forurensningsnivå, noe som er sammenfallende med artssammensetningen og kobberinnholdet i vannet. Indeksverdien for G6 synes imidlertid å være for lav i forhold til den reelle forurensningsbelastningen her.



**Figur 5.6. Indeksverdier for forurensningsindeksen BMWP fra ulike stasjoner i Gaula, basert på faunasammensetning i sparkeprøver fra høst og vår.**

## 6. FISK

### 6.1 Prøvefiske

Det ble i 1986/87 foretatt elektrisk fiske på en rekke stasjoner i hele vassdraget med sideelver for å kartlegge utbredelse og tetthet av ungfisk i Gaula (se Traaen m.fl. 1988, Arnekleiv m.fl. 1989). De samme stasjoner i øvre del av Gaula ble også elfisket i 1991 og 1992 for å se om ørret har etablert seg på strekninger som tidligere var døde på grunn av metallforurensning. Det er fisket en omgang på hver stasjon og avfisket areal har variert mellom 80 og 400 m<sup>2</sup>. I tillegg til hovedstasjonene G1-G6, ble det opprettet tilleggsstasjoner for elfiske og bunndyrprøver for å se nærmere på detaljer i reetablering av faunaen nedover vassdraget (jfr. kap. 5). Det ble ikke foretatt elfiske i sideelver i 1991/92. Av sideelvene var det bare Skuru som var sterkt tungmetallpåvirket, og her er ikke situasjonen endret. Det ble ikke funnet fisk i Skuru i 1986 og det er ikke endrede forhold som skulle tilsi noen reetablering av ørret her i seinere år.

#### Resultater

Resultatet av elfiske i 1986/87 sammenlignet med 1991/92 er framstilt i figur 6.1 og tabell 6.1 i vedlegget. I 1986/87 ble det ikke påvist fisk på stasjonene mellom G1 og G6. Til tross for potensielt gode ungfiskhabitater og store avfiskete arealer ble det ikke funnet fisk på st. G4d, G5b og G5c. Først ved G6 (ca 1 km nedstrøms Eggafossen som stopper videre lakseoppgang) var det en forholdsvis lav tetthet av ørret, og bare 2 laksunger ble påvist her.

I 1991/92 viser elfiskeresultatene at ørret har begynt å reetablere bestand på deler av elvestrekningen som tidligere var tom for fisk (fig. 6.1). I 1991 ble det fanget ørret helt nederst på strekningen på st. G5b og st. G5c som ligger rett oppstrøms og nedstrøms samløp Hesja, mens det ikke ble funnet fisk på st. G4 og G5 eller lenger opp (veleggstabell 6.1). I 1992 var situasjonen ytterligere bedret ved at vi registrerte fisk også i området Engan (st. G4) - Ålen (G5). Mellom st. G1 og G4 ble det heller ikke i 1992 registrert fisk. Både på stasjon G4d (Ålen sentrum) og st. G5c (Åsplassen) ble det imidlertid fanget flere ørret (tetthet på henholdsvis 1,7 og 3,0 pr. 100 m<sup>2</sup>). Det ble imidlertid ikke fanget årsyngel på noen av stasjonene. Alder og lengde på ørretene varierte mellom alder 1+ og 3+ og lengde 9,5 og 19,0 cm. Det har sannsynligvis ikke foregått gyting på strekningen, men reetablering av fisk ved nedvandring fra sideelver. Det er flere mindre sideelver/bekker i området som kan gi nedvandring av fisk og slik bidra til gjenoppbygging av ørretbestanden i øvre Gaula. De viktigste i så måte er sannsynligvis Sya, Tverråa og Rugla.

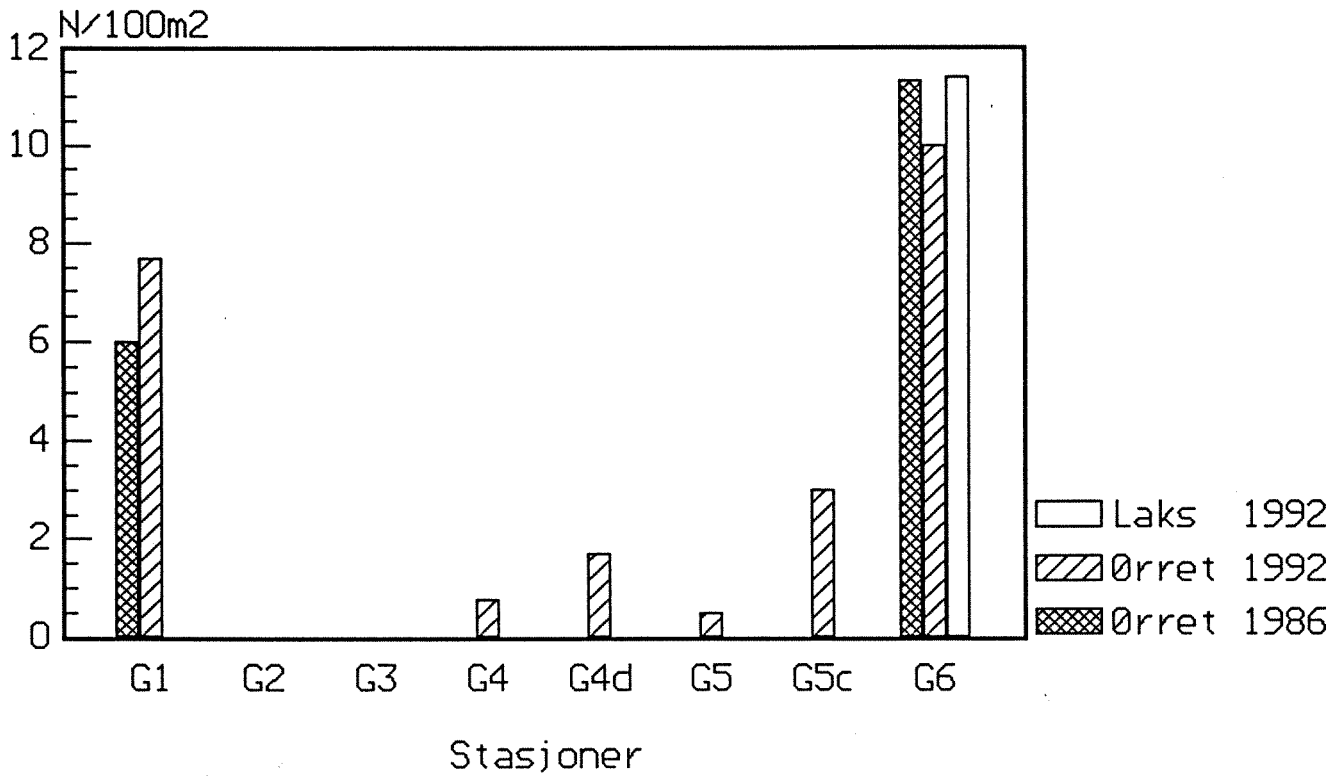
Også øverst i lakseførende del (st. G6) var det betydelig forskjell på elfiskeresultatet i 1986 og 1992. I 1986/87 ble bare 2 laksunger registrert her. I 1992 dominerte laks over ørret på samme stasjonen med henholdsvis 11,4 og 10,0 individer pr. 100 m<sup>2</sup>. Foruten høyere tetthet enn i 1986/87, ble det også registrert årsyngel av både ørret og laks.

Det er grunn til å anta at nedgangen i tungmetallinnhold også er en viktig årsak til at ungfiskbestanden av laks nå er vesentlig bedret på stasjon G6.

Det er også rapportert om sportsfiskefangster i Ålen i 1992. Ifølge opplysninger skal det være tatt ørret både i Ålen og ved Syaoset (Klaus B. Bakken, pers. medd.). Sya er ei relativt stor og rein elv, og metallkonsentrasjonene er såpass lave ned til samløp Grubbekken at fisk



skulle kunne klare seg her (middelverdi 7  $\mu\text{g Cu/l}$  i 1992). Elfiske på st. G2 (ovenfor samløp Sya) ga imidlertid ingen fangst, men vi har ikke undersøkt elva mellom samløp Sya og samløp Gruvbekken. På st. G3, etter samløp Gruvbekken, var igjen tungmetallinnholdet høyere (13  $\mu\text{g Cu/l}$ , 68  $\mu\text{g Zn/l}$ ).



**Fig.6.1** Tetthet av ørret >1+ pr. 100 m<sup>2</sup> i øvre del av Gaula i 1986 og 1992. (På st. G6 Eggafossen både ørret og laks).

## 6.2 Burforsøk i elva

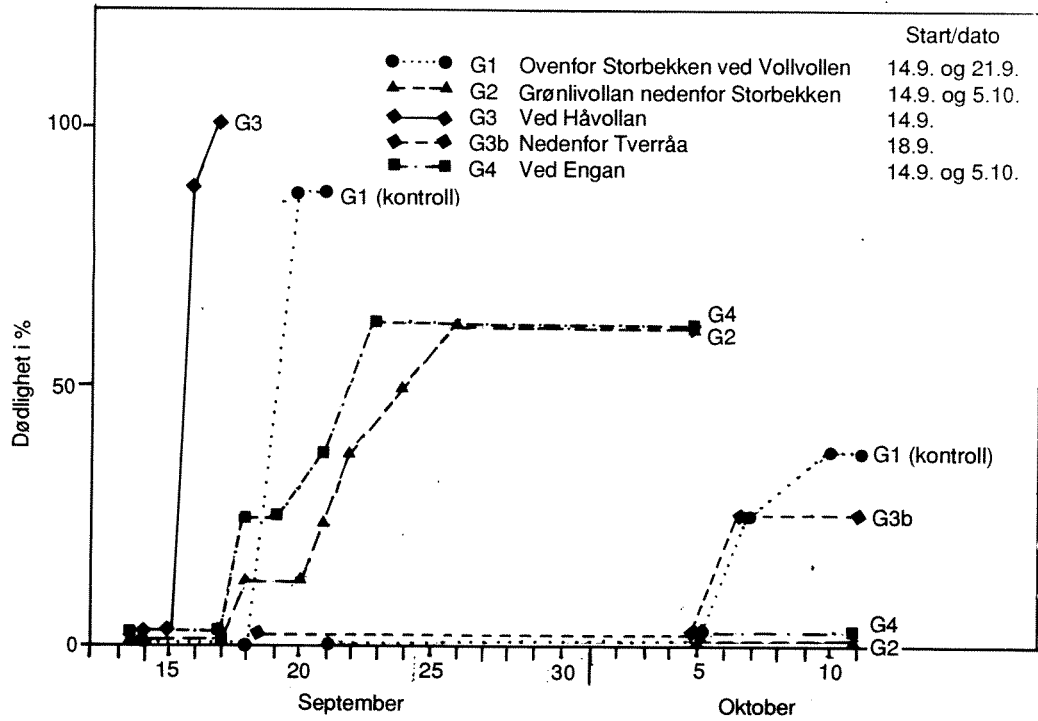
Burforsøkene i 1992 ble i store trekk gjennomført på samme måte som i 1987 og 1991 (Traaen og medarb. 1988 og 1992). Forsøkene foregikk i 1992 i perioden 14. september til 12. oktober. Det ble benyttet kasser av PVC-plast (35x36x50 cm) med åpninger av perforerte plater i sidekantene for vanngjennomstrømning. Kassene ble satt på bunnen ved stranden på egnede lokaliteter i øvre del av Gaula (G1-G4). Som forsøksfisk ble benyttet villfisk av ørret fisket med elektrisk fiskeapparat i Gaula ved G1 ved sideelva Rugla. Fisken var ett år (1+) eller eldre og i størrelser på ca 7-12 cm. Før fisken ble satt ut i burene ble den oppbevart i et oppdrettskar av glassfiberarmert PVC-plast i en periode på ca 14 dager før første utsetting. Ved forsøkets avslutning 12. oktober var det 18 fisk igjen i oppbevaringskaret og ingen dødelighet oppsto her under hele oppbevaringsperioden på ca 6 uker. Forsøkene startet den 14. september med utsetting av 8 fisk i hver kasse. Under forsøkene ble fisken observert daglig eller med få dagers mellomrom (vedleggstabell 6.1). Eventuell død fisk ble da tatt ut og notert. Det ble ført journal over dødelighet og vanntemperatur samt gjort notater om spesielle forhold som vannføring, flytting av bur osv. I forsøksperioden ble det tatt vannprøver for analyser av kobber og sink og som tidligere utførte Klaus B. Bakken, Ålen feltarbeidet i forbindelse med fiskeforsøkene.

### Resultater

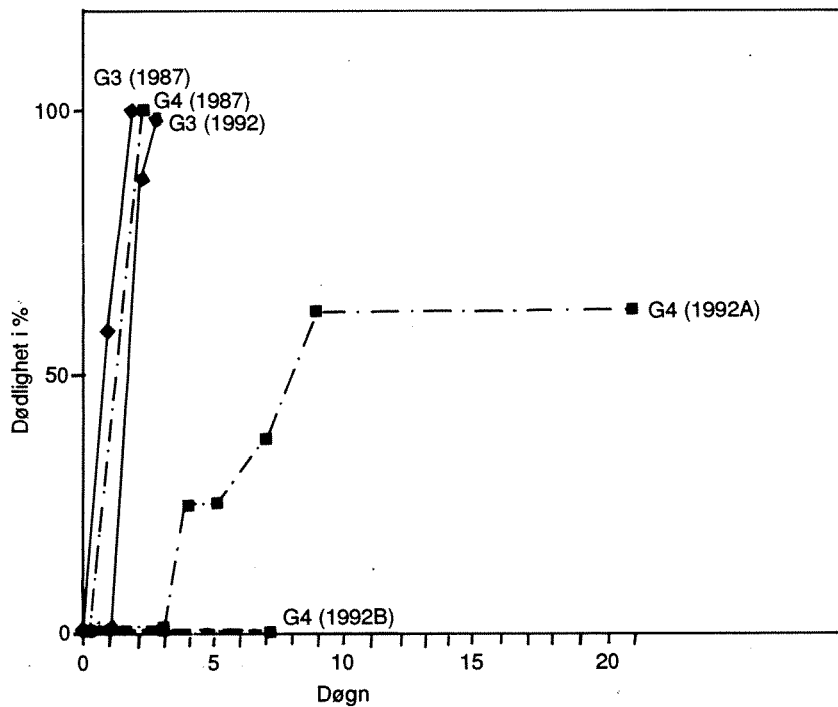
Forsøksresultatene er fremstilt i fig. 6.2 og tabell 6.2 i vedlegget. Kobber og sinkkonsentrasjonene fremgår av vedleggstabell 6.3 Som tidligere oppsto det relativt høy dødelighet i kontrollen ved st. G1. Ved første utsetting skjedde det her en stor dødelighet etter 4 dager hvor 7 av 8 fisk døde. Ved neste utsetting 21. september levde samtlige fisk i 14 dager hvoretter det døde 3 av 8 (37,5 %) i løpet av en uke. Denne dødeligheten kan vanskelig settes i sammenheng med f.eks. mulige skader ved fangsten (elektrofiske), transport eller liknende fordi det som nevnt foran ikke oppsto dødelighet i oppbevaringskaret under hele perioden (6 uker). Vannkvaliteten er god på denne lokaliteten (G1) og det er også en bestand av ørret i området. Problemet med dødeligheten i kontrollen gjør det nå som i de tidligere forsøkene vanskeligere å trekke sikre konklusjoner. Noen slutninger skal allikevel trekkes i det følgende.

I 1987 ble det ikke utført tester på lokaliteten G2, nedenfor Storbekken, fordi metallkonsentrasjonene her var så høye at en måtte forvente dødelighet i løpet av få timer. Forsøkene ble da gjort på G2b, ved Bønsvollen nedenfor Sya og Stor Meina. På denne stasjonen døde all fisken dengang i løpet av 24 timer. Forholdene var i 1991 vesentlig bedre og i et av forsøkene overlevde en fisk ved G2 i over 14 dager. I 1992 var bildet enda mer positivt i det 5 av 8 fisk døde i første eksponeringsperiode på 21 dager mens alle 8 overlevde 6 døgn i siste periode. Middel-konsentrasjonen av kobber var ca 12  $\mu\text{g Cu/l}$  med verdier opp mot 14  $\mu\text{g Cu/l}$ .

På lokaliteten G3 nedenfor innløpet av Grubekken fra Killingdal døde alle 8 fiskene i løpet av 3 døgn i 1992. Dette var omtrent det samme som i 1991. I 1987 døde samtlige fisk i løpet av vel 2 døgn så forbedringen her ga seg lite utslag i forlenget overlevingstid (fig. 6.3). På denne stasjonen var konsentrasjonen av kobber og sink under eksponeringstiden henholdsvis 13 og 68  $\mu\text{g/l}$  i middel.



**Fig.6.2 Dødelighet av ørret i burforsøk, Gaula 1992.**



**Fig. 6.3 Dødelighet av ørret i burforsøk ved G3 og G4 i 1987 og 1992. 1992A: Forsøkstart 14/9, 1992B: Forsøkstart 5/10.**

Etter 4 døgn ble forsøket på G3 avsluttet og buret flyttet ca 2 km lenger ned til G3b nedstrøms munningen av Tverråa. Her levde samtlige fisk i 17 døgn hvorpå 2 døde. Etter 23 døgn var overlevningen 75%. Dette var det beste resultat av samtlige lokaliteter. Konsentrasjonene av kobber og sink var her 8.2 og 47 µg/l i gjennomsnitt under eksponeringsperioden.

Den nederste lokalitet som ble testet var i likhet med 1991 stasjon G4 ved Engan. Her mottar Gaula vann fra Skuru og metallverdiene går opp til 13 og 64 µg/l i middel for kobber og sink henholdsvis under forsøksperioden. Dette vil si omtrent samme konsentrasjon som på G3. I løpet av de første 3 ukene døde 5 av 8 fisk (63%). I den siste uken overlevde alle. Forløpet liknet her mye på det som ble observert ved stasjon G2 som hadde omtrent samme konsentrasjon av kobber (12 µg Cu/l), men ikke sink. I 1987 døde samtlige fisk i løpet av 2 døgn på G4 (fig. 6.3).

Det var bare en av lokalitetene som pekte seg ut med en høyere dødelighet enn i kontrollen. Dette var stasjon G3 hvor vannet også i 1987 og 1991 virket mest akutt giftig. I 1991 var konsentrasjonene av kobber og sink omtrent de samme på stasjon G3 som på stasjon G4, men effektene var vesentlig forskjellig. I begge tilfelle var konsentrasjonene under det som burde gi akutt fiskedød i løpet av 2-4 døgn som var tilfellet på G3. Årsaken er sannsynligvis at de giftige komponentene (Cu, Zn, Fe, Al osv.) i vannet fra Grubekken ennå ikke har kommet i kjemisk likevekt etter blanding med vann fra Gaula. En vil her ha en såkalt "blandson" hvor både aluminium, jern og andre metaller kan tenkes å foreligge i en mer giftig form enn lenger ned hvor kjemisk likevekt etterhvert oppnås. Skuru med sitt høye tungmetallinnhold munner ut i Gaula omtrent like langt ovenfor G4 som Grubekken munner ut ovenfor G3 (ca 1,5 km). Imidlertid er sannsynligvis likevektsreaksjonene langt på vei fullført i Skuru før den munner ut i Gaula.

Kobberkonsentrasjonene ved Ålen (G5) var i 1992 omtrent de samme som ved st. G2 nedenfor munningen av Storbekken fra Kjøli (middelverdi 9 µg Cu/l). I området G4a-G5 ble det i 1992 fisket ørret både ved sportsfiske og under prøvofiske med elektrisk fiskeapparat. Det er godt samsvar mellom resultatene fra burforsøket og elfiske, noe som viser at forholdene nedenfor G4 begynner å normaliseres og at metallkonsentrasjonene ligger under grensen for giftvirkning. Dette burde da også være tilfelle ved G2 og nedover mot Grubekken om ikke blandson-effekten gjør seg gjeldende. På enkelte strekninger mellom Storbekken og Engan bør det etterhvert kunne forekomme noe fisk og kanskje etablere seg en bestand av ørret om ikke forholdene forverres. Dette gjelder da særlig mellom munningen av Sya ved Grønlivollen og ned til Bønsvollen (ovenfor Grubekken) og mellom Tverråvollen (nedenfor Tverråa) og Sturvollen ovenfor Skuru. Nedenfor Engan og gjennom Ålen vil det forhåpentligvis etterhvert kunne dannes en brukbar bestand av ørret. Laksen er noe mer ømtålig enn ørret overfor metallforgiftning. Det er imidlertid mulig at en også kan ha oppvekstmuligheter for denne arten i Gaula og sideelvene i Ålen, kfr. kap. om prøvofiske.

**LITTERATUR**

- Arnekleiv, J.V. 1985. Seasonal variability in diversity and species richness of ephemeroptera and plecoptera communities in a boreal stream. *Fauna Norv. Ser. B.* 32. 1-6.
- Arnekleiv, J.V. 1988. Bunndyrundersøkelser i Gaula 1987. I: Saltveit, S.J. m.fl. 1988: Forsknings- og referansevassdrag (FORSKREF). Årsrapport for 1987. MVU-rapport nr. B46 - Oslo 1988.
- Arnekleiv, J.V., L'Abée-Lund, J.H. og Koksvik, J.I. 1989. Biologi og habitatutnyttelse til laks og ørret i Gaula. MVU-rapport nr. B62 - Oslo 1989.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. I: Vennerød, K. (red.): Vassdragsundersøkelser. Universitetsforlaget, Oslo. s. 191-200.
- Chadwick, J.W., Canton, S.P. & Dent, R.L. 1985. Recovery of benthic invertebrate communities in silver bow creek, Montana, following improved metal mine wastewater treatment. *Water, Air, and Soil Pollution* 28: 427-438.
- Clements, W.H., Cherry, D.S. & Cairns, J., Jr. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2017-2025.
- Clements, W.H., Cherry, D.S. & Cairns, J., Jr. 1988. Structural alternations in aquatic insect communities exposed to copper in Laboratory streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 7: 715-722.
- Clements, W.H., Cherry, D.S. & Cairns, J., Jr. 1990. Macroinvertebrate Community Responses to Copper in Laboratory and Field Experimental Streams. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 361-365.
- Grande, M. og R. Romstad 1989: Tiltaksorientert overvåking i Orkla, 1988. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 368/89.
- Grande, M. 1991: Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapport, O-89103 (l.nr. 2562), 136 s.
- Grande, M., Iversen, E.R. og Bildeng, R. 1985: Kontrollundersøkelser 1984, Elkem A/S - Skorovass Gruber. NIVA-rapport, O-62042, 53 s.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Iversen, E.R. 1992: Måling av avrenning fra Kjøli Grube. Resultater 1991. Notat. O-81071. NIVA, 4. mai 1992.
- Iversen, E.R. 1993 I: Målinger av avrenning fra Killingdal grube. Resultater 1992. Notat. O-91181. NIVA, 16.mars 1993.

- Iversen, E.R. 1993 II: Målinger av avrenning fra Kjøli gruve. Resultater 1992. Notat. O-81071. NIVA, 15.mars 1993.
- 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, O-80002-19. 151 s.
- Lindstrøm, E.-A. 1992: Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Programmet Naturens Tålegrenser, Miljøvern-departementet. NIVA-rapport O-90137/E-90440, rapport 2.
- Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environment. Elsevier, London and New York, 372 s.
- NIVA, 1965. En undersøkelse av vassdragsforurensninger 1962-1964 for Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber. NIVA-rapport, O-42/62, 1965, 151 s.
- NIVA, 1969. Undersøkelser av Folla. NIVA-rapport, O-120/64 del 1, 75 s.
- Rehfeldt, G. & Söchtig, W. 1991. Heavy Metal Accumulation by *Baetis rhodani* and Macrobenthic Community Structure in Running Waters of the N'Harz Mountains (Lower Saxony/FRG). *Entomol. Gener.* 16(1): 031-037.
- Resh, V.H. & Unzicker, J.D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *J. Wat. Poll. Control. Fed.* 47: 9-19.
- SFT 1989: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Hovedredaktør: Hans Holtan, NIVA. SFT-rapport TA - 630.
- Traaen, T.S., J.V. Arnekleiv, T. Bongard, M. Grande, E.-A. Lindstrøm og L. Lingsten 1988: Tiltaksorientert overvåking i Gaula, Sør-Trøndelag, 1986-1987.-Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 337/88.
- Traaen, T.S. og E.R. Iversen 1991: Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. Vannkjemiske undersøkelser. Årsrapport for 1990. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 459/91.
- Traaen, T.S., M. Grande, E.R. Iversen, E.-A. Lindstrøm, J.V. Arnekleiv og L. Størseth 1992: Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. Vannkjemiske og hydrobiologiske undersøkelser. Årsrapport for 1991. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 492/92.
- Winner, R.W., Boesel, M.W. & Farrell, M.P. 1980. Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 647-655.
- Aanes, K.J. 1980, A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway, pp. 419-42. In: J.F. Flannagan and K.E. Marshall (eds.). *Advances in Ephemeroptera biology*. Proceedings of the

Third International Conference on Ephemeroptera. Plenum Press, New York, NY.  
552 pp.

**VEDLEGG**

	side
Vannkjemiske analyser	39
Stasjon G2 og G3	39
Stasjon G4	40
Stasjon G5, G6 og B1	41
Tidsplott av konsentrasjoner av Cu, Zn og SO <sub>4</sub> for stasjonene i Gaula	42
Vannføringskurve for st.G4, 1992	47
Begroingsorganismer	48
Bunndyr. Tab. 5.1 - 5.5	49
Data fra prøvefiske. Tab.6.1	54
Data fra burforsøk med fisk. Tab.6.2	55



## Vannkjemiske analyser fra Gaula i 1992.

### Stasjon G2: Grønlivollen, 3km nedstrøms Storbekken, 1992.

Dato	pH	Kond. mS/m	Turb. FTU	Sulfat mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
0131	6.38	4.74	0.35	2.3	7.9	M 10
0304	6.68	6.18	0.33	5.1	12.8	M 10
0329	6.89	6.34	0.64	5.9	14.8	M 10
0430	6.51	5.51	0.51	3.5	14.7	M 10
0529	6.18	2.06	1.50	1.6	7.4	M 10
0628	6.78	2.04	0.31	1.9	9.2	M 10
0731	6.90	2.31	0.44	1.9	6.8	M 10
0829	7.15	3.46	0.30	3.0	11.0	M 10
0928	7.16	4.23	0.25	5.7	15.5	M 10
1030	6.88	5.05	0.22	4.2	6.1	M 10
1128	6.78	5.36	0.22	4.1	7.4	M 10
1228	6.86	5.91	0.12	6.1	6.6	10

### Stasjon G3: Nedstrøms Grubekken, 1992

Dato	pH	Kond. mS/m	Turb. FTU	Sulfat mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
0131	6.66	3.92	0.80	2.6	17.3	70
0304	6.90	4.68	0.65	4.2	20.5	120
0329	6.97	4.85	0.78	4.8	21.7	160
0430	6.77	4.07	1.60	3.3	17.9	110
0529	6.54	1.98	1.30	1.5	6.7	20
0628	6.78	1.68	0.27	1.7	8.3	20
0731	6.93	2.04	0.44	1.8	9.2	30
0829	7.02	2.51	0.42	3.2	12.5	60
0928	7.02	3.22	0.51	4.7	13.5	80
1030	6.84	4.05	0.35	3.1	9.6	70
1128	6.80	4.14	0.34	3.7	11.5	140
1228	6.91	4.47	0.19	4.3	12.2	120

forts. neste side

**Stasjon G4: Reitan, 1992.**

Dato	pH	Kond. mS/m	Turb. FTU	Sulfat mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
0112	6.91	4.57	0.46	4.0	19.7	80
0131	6.88	4.18	0.60	3.0	20.3	70
0216	6.99	5.17	0.50	4.1	16.9	90
0304	7.22	5.23	0.62	4.4	18.5	90
0315	7.15	5.71	1.10	5.4	26.0	120
0329	7.20	5.55	1.10	5.8	28.4	120
0415	7.30	5.73	0.74	5.6	27.3	110
0430	7.05	4.96	1.30	5.1	37.6	110
0515	6.64	2.51	1.30	1.9	13.8	50
0529	6.43	1.65	1.10	1.0	5.1	20
0615	6.75	1.26	0.28	1.0	4.4	10
0628	6.94	1.60	0.27	1.4	6.1	20
0715	6.66	2.02	1.50	2.2	17.7	70
0731	7.00	2.18	0.44	1.7	9.2	30
0815	6.95	2.80	0.50	2.6	11.9	50
0829	7.18	3.12	0.50	3.0	12.8	40
0914	7.04	2.95	0.94	3.0	16.4	70
0928	7.28	3.77	0.39	5.3	10.1	90
1017	7.13	3.89	0.28	3.9	13.4	70
1030	7.40	5.23	0.22	3.7	7.4	60
1114	7.34	5.07	0.25	4.7	13.6	90
1128	7.21	4.97	0.29	4.8	12.5	100
1215	7.29	5.04	0.30	4.5	13.0	100
1228	7.31	5.58	0.31	5.6	15.3	90

forts. neste side

**Stasjon G5: Ålen, 1992.**

Dato	Cu µg/l	Zn µg/l
0112	13.6	60
0131	16.2	50
0216	12.9	60
0304	12.2	60
0315	13.3	60
0329	14.4	60
0415	14.7	60
0430	18.8	60
0515	15.1	30
0529	21.9	40
0615	9.2	10
0628	4.6	M 10
0715	8.8	20
0731	11.8	30
0815	9.7	30
0829	8.9	30
0914	11.4	60
0928	6.8	60
1017	9.5	50
1030	6.8	40
1114	7.4	50
1128	7.9	60
1215	8.2	60
1228	7.8	50

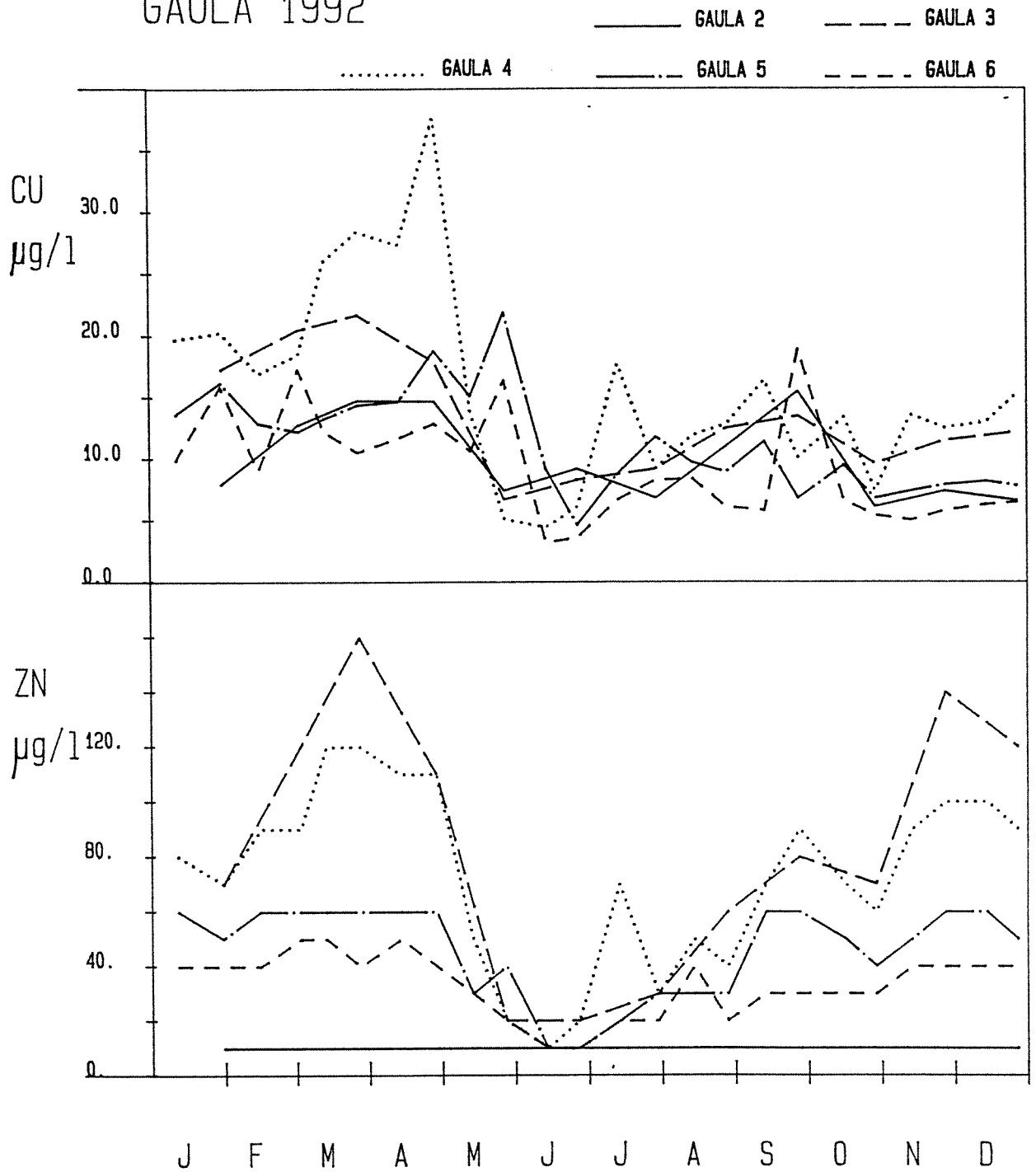
**Stasjon G6: Eggafossen**

Dato	Cu µg/l	Zn µg/l
0112	9.9	40
0131	15.9	40
0216	9.0	40
0304	17.3	50
0315	12.2	50
0329	10.5	40
0415	11.7	50
0430	12.9	40
0515	10.6	30
0529	16.4	20
0615	3.2	M 10
0628	3.6	10
0715	6.7	20
0731	8.3	20
0815	8.4	40
0829	6.1	20
0914	5.8	30
0928	18.9	30
1017	6.6	30
1030	5.4	30
1114	5.0	40
1128	5.8	40
1215	6.3	40
1228	6.5	40

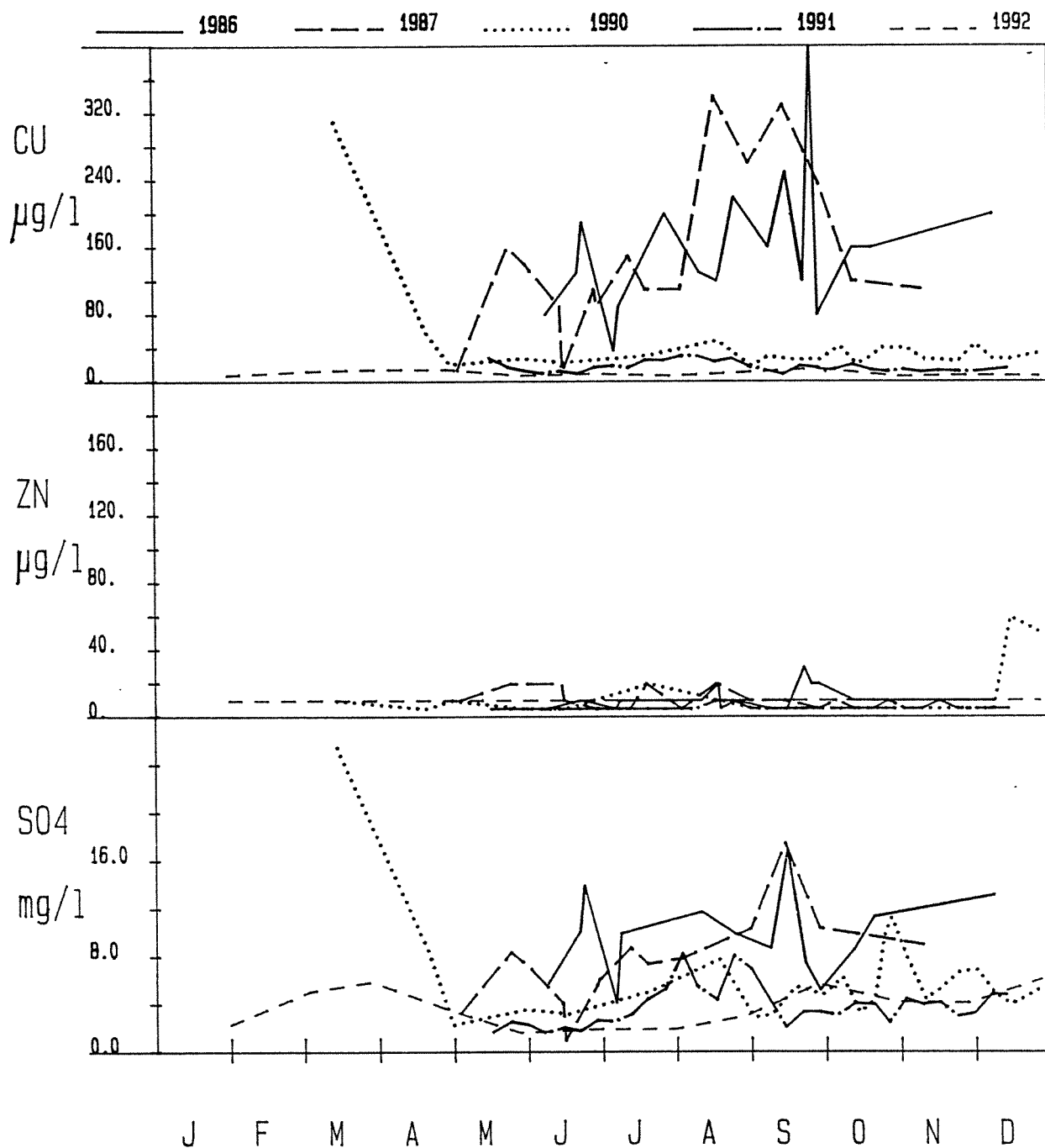
**Stasjon B1: Skuru**

Dato	Cu µg/l	Zn µg/l
0112	110.0	320
0131	70.0	160
0216	70.0	190
0304	60.0	190
0315	90.0	240
0329	100.0	260
0415	110.0	230
0430	140.0	290
0515	20.9	50
0615	2.6	M 10
0628	8.8	20
0715	22.7	70
0815	24.6	80
0829	25.2	90
0914	25.5	90
0928	18.3	70
1017	33.6	130
1030	10.5	50
1128	37.6	130
1215	41.4	150
1228	36.4	130

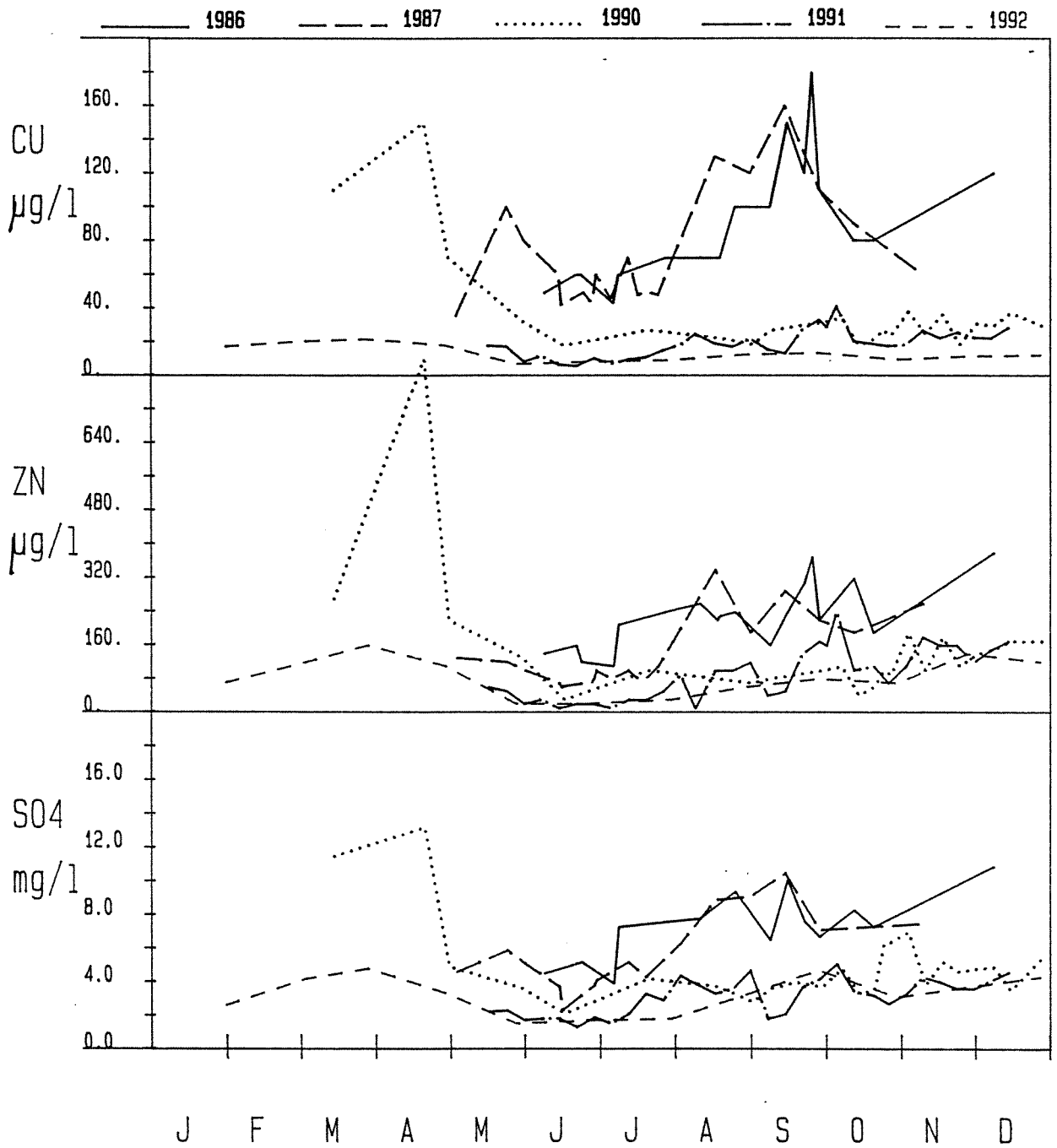
## GAULA 1992



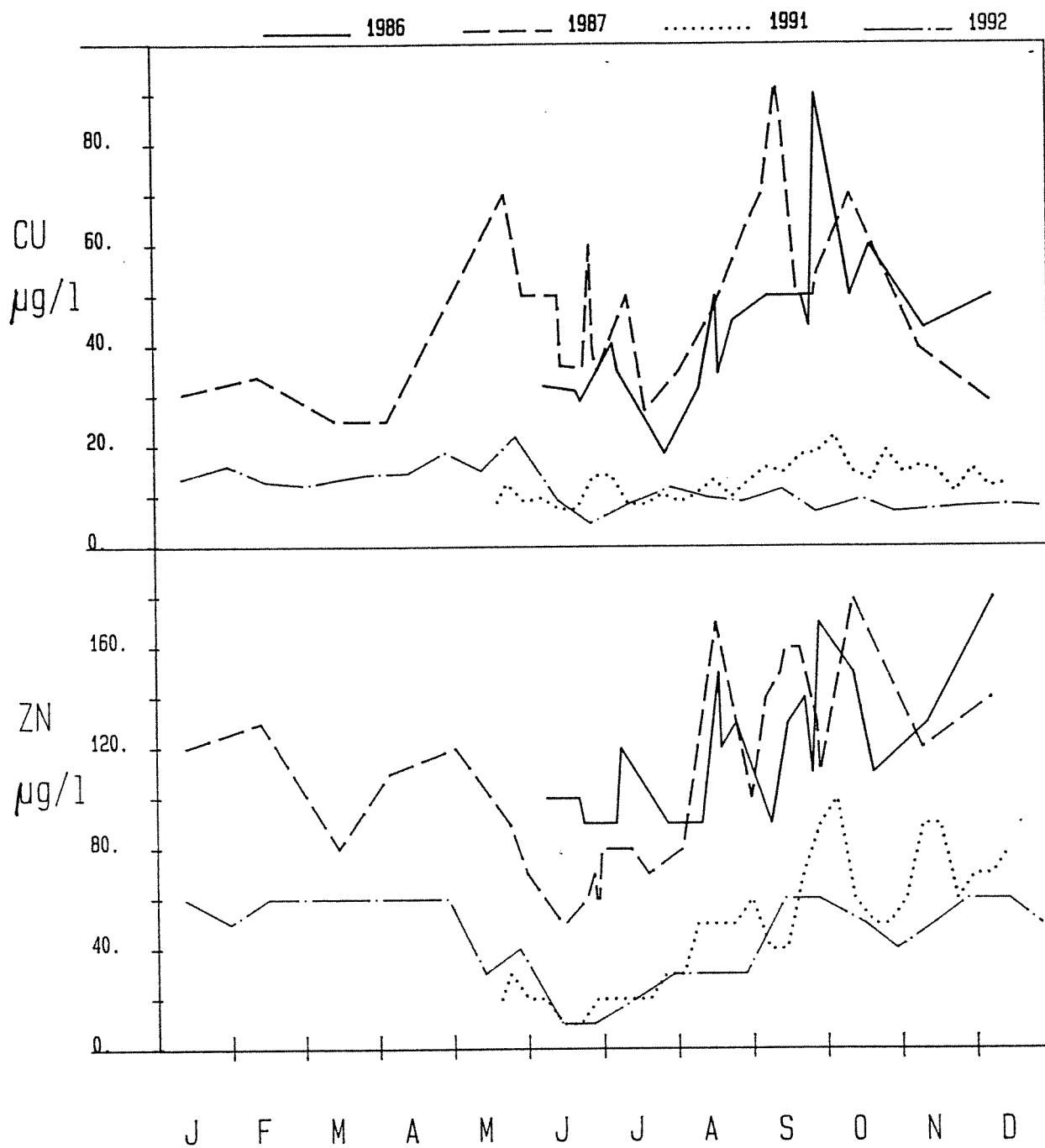
## GAULA nedstrøms STORBEBKEN (st.2)



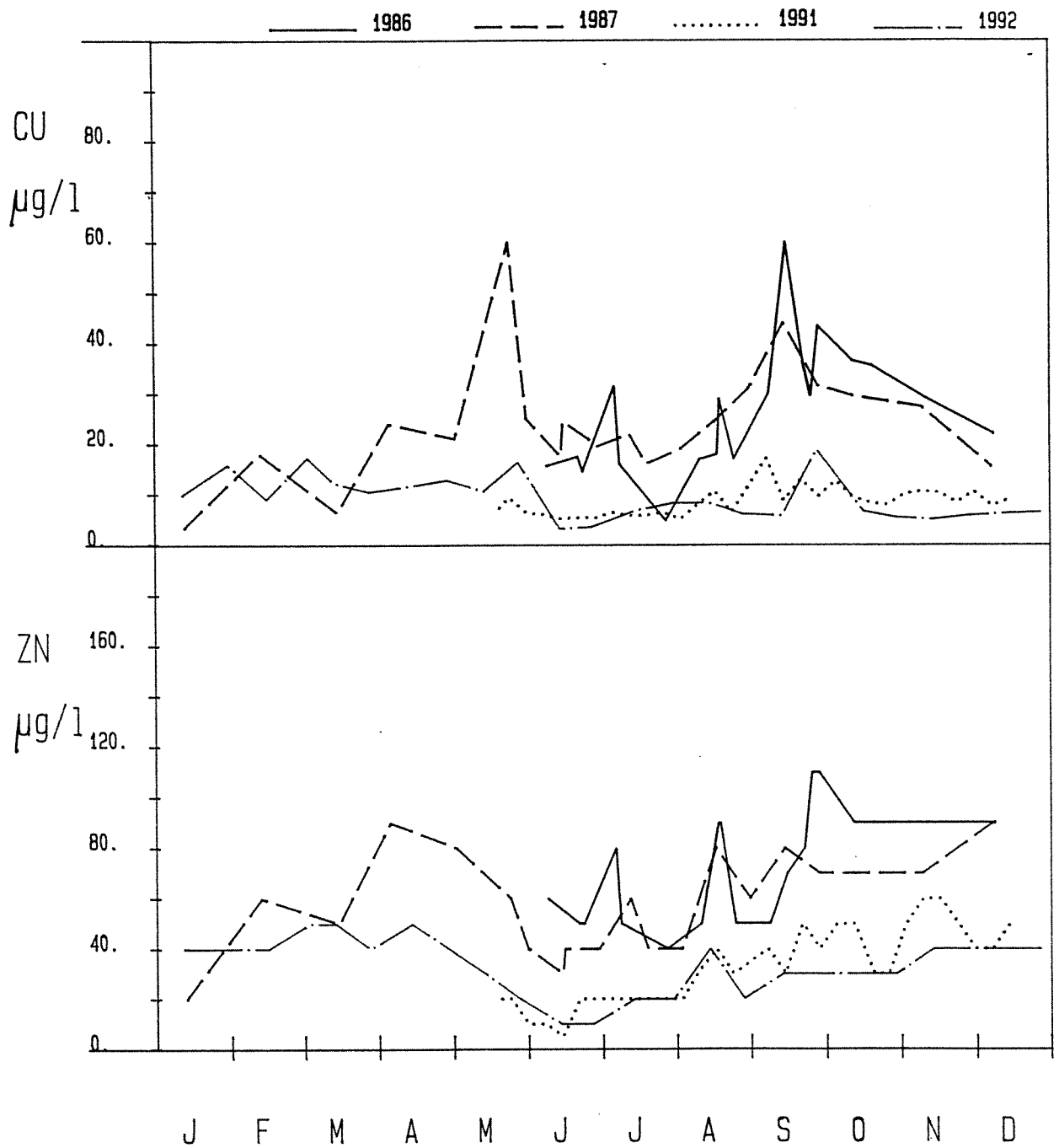
# GAULA nedstrøms GRUVBEKKEN (st.3)



## GAULA V/ÅLEN (ST.5)



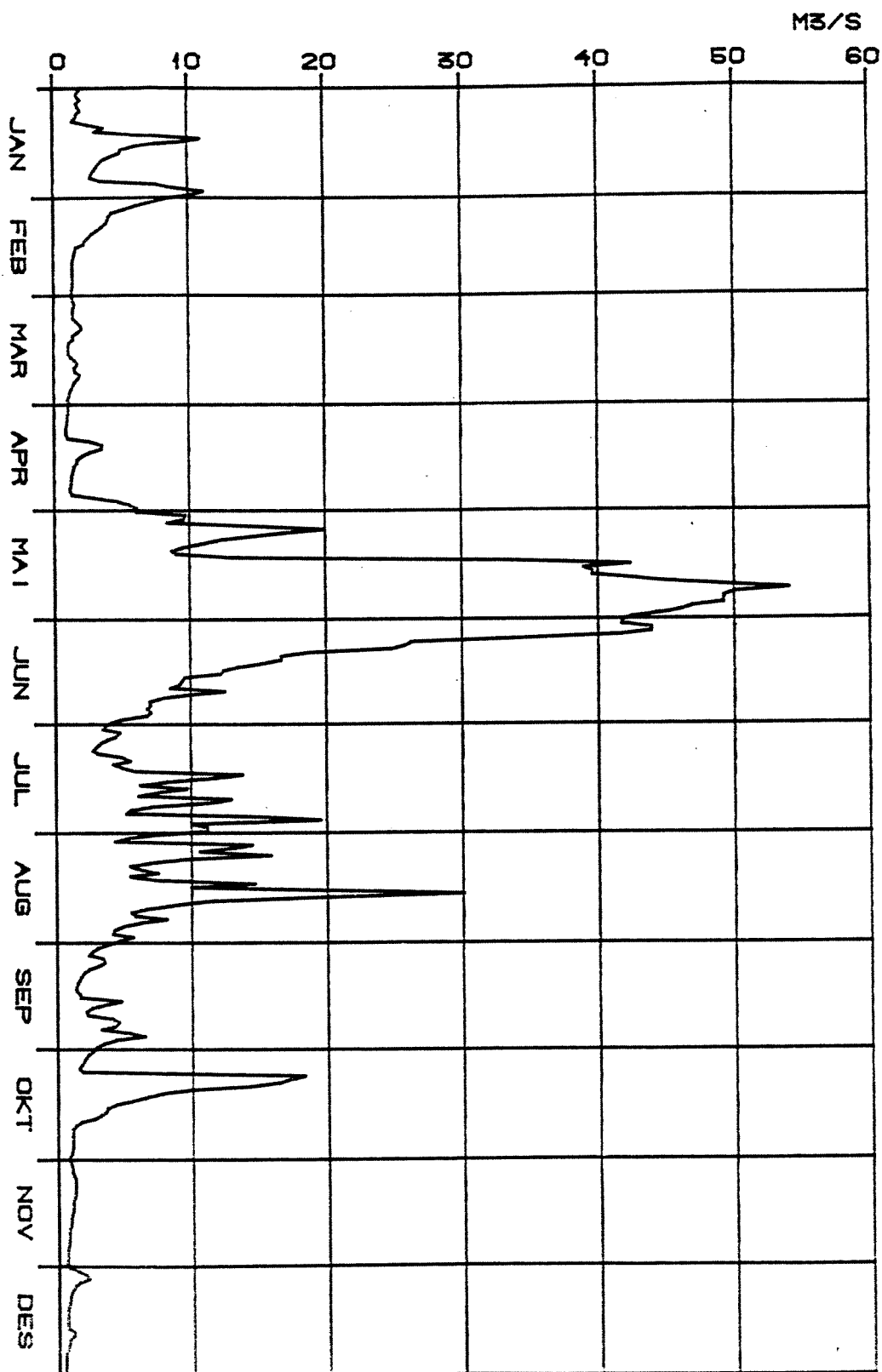
## GAULA V/EGGAFOSSEN (ST.6)





**Vannføring i 1992 for st. G4 (Killingdal vannmerke).**

Data er generert fra Eggafossen vannmerke. Data fra hydrologisk avdeling, NVE.



Tabell 4.1. Noen begroingsorganismer gruppert etter forekomst i Gaula 86/87, forekomst i 91/92 angitt itl høyre.

Gruppe	Organisme	91							92						
		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
1	B Calothrix ramenskii	x							x		x	1			
	B Calothrix gypsophila	1						x	2						
	B Rivularia biasoletiana	1							1						
	B Schitzothrix lacustris	x					x	x	1		1	1	1	x	x
	G Draparnaldia glomerata	1							x						
2	B Chamaesiphon fuscus	1				5	4	1	x	x	1	1	3	2	1
	G Zygnema b	3					2	1	3					1	1
	B Clastidium setigerum	1					x	x	x	x		x	1	x	x
	G Mougeotia d/e	1					x	x	3	x			x	1	1
	G Bulbochaete	2						x	1						1
	M Blindia acuta	3						2	3	2	1	1		1	2
	K Didymosphenia geminata	x							1						
3	G Ulothrix subtilis		x	1	1	1	x				1				
	G Mougeotia a (6-12µ)	x	x		x	x	x	x	x	x			x	x	x
4	G Microspora palustris m. vr m					1	2	x		x	x	x	1	1	x
	B Chamaesiphon confervicola					x	x	x					x	x	x
	B Phormidium cf autumnale					1	2	2			2	1	2	1	1
5	B Stigonema mamillosum						x	3							2
	B Cyanophanon mirabile							1							1
	B Tolypothrix penicillata							2	2						2
	G Microspora amoena					x		1					2	1	1
	G Schizoclamys gelatinosa							2							2
"nye"	B Scytonematopsis stamachii									1	1	1			
	B Homoeothrix janthina												1	1	x

Tegnforklaring: B = blågrønnalger G = grønnalger K = kiselalger

Mengdeangivelse: Angir prosent av elveleiet dekket av organismen

5: 50-100 %      2: 5-12 %

4: 25-50 %      1: >5 %

3: 12-25 %      x: observert

Grupper er inndelt etter tilstand og forekomst i 1886/87.

Gruppe 1: Øverst i vassdraget, oppstrøms innløp Storbekken

Gruppe 2: Både øverst i vassdraget, og nedstrøms områder m. betydelig/moderat tungmetallpåvirkning

Gruppe 3: I områder med sterk tungmetallpåvirkning, K1 IV

Gruppe 4: Bare nederst i vassdraget, fra og med områder med betydelig tungmetallpåvirkning, K1 III

Gruppe 5: Bare nederst i vassdraget, fra områder med moderat tungmetallpåvirkning, K1 II

"nye" : Ikke registrert i 1986/87

**Tabell 5.1. Gjennomsnittlig antall bunndyr i R5-prøver fra Gaula i september 1986 og 1991**

Stasjon	G1	G2	G3	G4	G4b	G4c	G5	G6	Sum	%
<b>1986</b>										
Oligochaeta	21								21	0,2
Ephemeroptera	1238			5	965	723	3200	1989	8120	90,5
Plecoptera	162			3	41	29	136	118	489	5,4
Coleoptera										
Elmidae					1				1	0,01
Trichoptera	32				16	23	41	10	122	1,4
Diptera l.indet.	1								1	0,01
Simulidae					1				1	0,01
Ceratopogonidae							1		1	0,01
Chironomidae	65		1	1	15	12	18	24	136	1,5
Tipulidae	16				1	1	8	1	27	0,3
Hydracarina	8				4	8	26	4	50	0,6
<b>SUM</b>	<b>1543</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>9</b>	<b>1044</b>	<b>796</b>	<b>3430</b>	<b>2146</b>	<b>8968</b>	<b>≈100</b>
<b>1991</b>										
Oligochaeta	24							3	27	1,2
Turbellaria	2								2	0,1
Ephemeroptera	461	90	27	59	95	65	251	300	1348	59,4
Plecoptera	121	1	12	20	105	65	91	149	564	24,8
Coleoptera										
Elmidae	4			1	3	1		1	10	0,5
Trichoptera	45	1	2	3	11	6	13	33	114	5,1
Diptera l. indet.										
Simulidae								1	1	0,04
Ceratopogonidae							1		1	0,04
Chironomidae	28		4			1	8	39	80	3,5
Tipulidae	15		1	1	5	10	15	53	100	4,4
Hydracarina	10	1	1	1		1	3	6	23	1,0
<b>SUM</b>	<b>710</b>	<b>93</b>	<b>47</b>	<b>85</b>	<b>219</b>	<b>149</b>	<b>382</b>	<b>585</b>	<b>2270</b>	<b>≈100</b>

**Tabell 5.2. Gjennomsnittlig antall bunndyr i R5-prøver fra Gaula i mai/juni 1987 og juni/juli 1992**

Stasjon	G1	G2	G3	G4	G4b	G4c	G5	G6	Sum	%
<b>1987</b>										
Nematoda	1								1	0,06
Oligochaeta	8				2				10	0,7
Ephemeroptera	66		1	9	113	17	143	319	668	44,4
Plecoptera	72	1	1	3	102	21	23	151	374	24,9
Coleoptera										
Elmidae					4		4		8	0,5
Trichoptera	24				3	3	31	55	116	7,7
Diptera l. ind.	8				2		8	15	33	2,2
Simulidae				3	13	2	1	15	34	2,3
Ceratopogonidae							1		1	0,06
Chironomidae	37	2	5	9	19		148	31	251	16,7
Tipulidae						1		1	2	0,1
Hydracarina					2	1	3		6	0,4
<b>SUM</b>	<b>216</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>24</b>	<b>260</b>	<b>45</b>	<b>362</b>	<b>587</b>	<b>1504</b>	<b>≈100</b>
<b>1992</b>										
Turbellaria	1				3				4	0,08
Oligochaeta	1	1					1	1	4	0,08
Ephemeroptera	267	59	39	486	412	213	936	744	3156	59,1
Plecoptera	97	88	65	32	123	30	148	132	715	13,4
Coleoptera										
Elmidae	1		1	2	9		3		16	0,3
Dytiscidae	1								1	0,02
Trichoptera	19	11	1	5	42	9	22	20	129	2,4
Diptera										
Simulidae	277	6	13	40	84	49	85	345	899	16,8
Chironomidae	8	20	57	10	28	7	65	45	240	4,5
Tipulidae	2	6			13		11	34	66	1,2
Hydracarina	5	2	2	3	5	5	23	65	110	2,1
<b>SUM</b>	<b>679</b>	<b>193</b>	<b>178</b>	<b>578</b>	<b>719</b>	<b>313</b>	<b>1294</b>	<b>1386</b>	<b>5340</b>	<b>≈100</b>

Tabell 5.3. Artssammensetning (antall pr. prøve) av døgnfluer, steinfluer og vårfluer på ulike stasjoner i øvre Gaula, høsten 1986 og 1991

ART/FAMILIE/SLEKT	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4a		St. 4b		St. 4c		St. 5		St. 6	
	1986	1991	1986	1991	1986	1991	1986	1991	1986	1991	1986	1991	1986	1991	1986	1991
<b>Ephemeroptera (døgnfluer)</b>																
Ameletus inopinatus	41														4	
Siphonuridae		1		1				1				1		2		15
Baetis rhodani	1027	295		89		27	5	58	965	95	723	64	3200	243	1982	215
Baetis fuscatus/scambus														3		14
Baetis muticus /niger	4															
Baetis subalpinus	1															
Heptagenia sp.															1	2
Heptagenia dalearctica	41	144														13
Leptophlebiidae	1															2
Ephemerella aurivilli	123	21												3	2	39
<b>Plecoptera (steinfluer)</b>																
Arcynopteryx compacta								1								
Diura nanseni	67	63				4	11	2	80	2	33	2	31	7	15	
Isoperla sp.	58	18		1		3	1	8	1	15	1	18	2	2	1	
Siphonoperla burmeisteri	1								1							
Taeniopteryx nebulosa	1					4	2		2	2	2	35	7	10	13	
Brachyptera risi									1							
Amphinemura sp.		31								1		1		7	8	
Amphinemura borealis	18															
Nemoura sp.								1						1		
Nemoura avicularis													1			
Protonemura meyeri	8	6								1		1	7		2	
Capnia sp.	7							7	28	19	10	28	73	28	87	
Leuctra sp.	2	2				1										
Leuctra digitata		1													4	
Leuctra fusca												6	8			
<b>Trichoptera (vårfluer)</b>																
Rhyacophila nubila		32						2		6		3		10		
Glossosoma sp.																1
Plectrocnemia conspersa		8														4
Polycentropus flavomaculatus		4								2				3		4
Arctopsyche ladogensis				1		1				1						9
Lepidostoma hirtum																1
Apatania zonella																1
Limnephiliidae		1						1				3				10
Chaetopterygini						1				1						
Stenophilacini										1						2
Mystacides azurea																1
Antall arter (døgn- og steinfluer)	14	10	0	3	0	5	3	6	6	8	5	7	8	12	10	17
Antall individer (døgn- og steinfluer)	1400	582	0	91	0	39	8	79	1006	200	752	130	3336	342	2107	449

Tabell 5.4. Artssammensetning (antall pr. prøve) av døgnfluer, steinfluer og vårfluer på ulike stasjoner i øvre Gaula, våren 1987 og 1992

ART/FAMILIE/SLEKT	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4a		St. 4b		St. 4c		St. 5		St. 6	
	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992
<b>Ephemeroptera (døgnfluer)</b>																
<i>Ameletus inopinatus</i>	7	22		34	1	10		1	15	1		2	1			2
<i>Parameletus chelifer/minor</i>							1									
<i>Baetis rhodani</i>	13	186		18		28	7	483	91	411	17	210	141	936	235	716
<i>Baetis lapponicus</i>		1														
<i>Baetis muticus/niger</i>	1	3						2								4
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	10	53													7	23
<i>Leptophlebia vespertina</i>							1		2				1			
<i>Ephemerella aurivilli</i>	36	2		7					6			1			73	1
<b>Plecoptera (steinfluer)</b>																
<i>Diura nansenii</i>	14	2		1		2		1	1	13		1		6		8
<i>Isoperla sp.</i>	8									1	1				7	
<i>Isoperla grammatica</i>	17	12		1		2		3			1				7	
<i>Isoperla obscura</i>		8		1									5	1	3	3
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		1							4		1				7	
<i>Brachyptera risi</i>		3	1			3	1	10	1	6				11	3	
<i>Amphinemura sp.</i>						6		6		31				41		38
<i>Amphinemura borealis</i>	5	37		37		38		10	24	60		21		68	39	63
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		25		33				2				1		1		
<i>Nemoura sp.</i>				1		1										1
<i>Nemoura cinerea</i>				11	1		1		3		2		1			
<i>Protonemura meyeri</i>	1	1		1					4		3			3	5	17
<i>Capnia sp.</i>									1							
<i>Capnia atra</i>							1		10		1		3		2	
<i>Leuctra sp.</i>														17		2
<i>Leuctra digitata</i>		8		2		13				12						
<i>Leuctra fusca</i>									1							
<i>Leuctra hippopus</i>	1								16		4		1		2	
<i>Leuctra nigra</i>												2				
<b>Trichoptera (vårfluer)</b>																
<i>Rhyacophila nubila</i>	21	17						5	1	41	2	8	4	19	9	19
<i>Plectrocnemia conspersa</i>		1		6		1						1	15	3		1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		1											12		37	
<i>Arctopsyche ladogensis</i>											1				4	
<i>Apatania sp.</i>															1	
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	2						1									
<i>Chaetopteryx villosa/Annitella sp.</i>				5												
<i>Potamophylax latipennis</i>	1						1								2	
<i>Sericostoma personatum</i>										1						
Antall arter	13	18	1	13	2	9	8	9	14	9	9	8	11	10	17	12
Antall individer	137	383	1	158	2	104	14	523	180	577	33	252	187	1106	445	896

**Tabell 5.5. Sammenheng mellom Cu-innhold i vann og antall arter av døgn- og steinfluer i Øvre Gaula 1986/87 og 1991/92.**

	G2	G3	G4a	G4b	G4c	G5	G6	G7	$\alpha$	P
Cu ( $\mu\text{g Cu/l}$ )										
86/87	155	81	62	52	50	47	26	4		
91/92	9	11	12	10	10	9	7	4		
Ant. arter døgnfluer										
86/87	0	1	3	4	1	3	4	7	-2,47	$\leq 0,0068$
91/92	3	2	3	2	3	4	7	6	-2,72	$\leq 0,0033$
Ant. arter steinfluer										
86/87	1	1	5	13	9	12	12	9	-2,23	$\leq 0,0129$
91/92	8	7	8	9	6	10	11	9	-1,98	$\leq 0,0239$

Tabell 6.1 Resultater av elfiske i øvre del av Gaula i 1986/87 og 1991/92.

År	St.	Dato	Areal m <sup>2</sup>	Ant. omganger fisket	Tot. ant. fisk	Antallt fanget				Tetthet/100 m <sup>2</sup>	
						Ørret		Laks		Ørret	Laks
						0+	≥1+	0+	≥1+	≥1+	≥1+
1986	G1	24.09	150	3	9	9		6,0			
	G2	"	300	1	0						
	G3	"	150	1	0						
	G4	"	200	1	0						
	G4b	"	-	1	0						
	G4d	"	300	1	0						
	G5	25.09	350	1	0						
	G5c	"	200	1	0						
	G6	"	150	3	38	19	17	2	0	11,3	0,0
	G7	"	125	3	33	4	7	13	9	5,6	7,2
1987	G1	11.08	100	1	10	2	8			8,0	
	G4	"	100	1	0						
	G4d	"	150	1	0						
	G5	"	200	1	0						
	G5c	"	320	1	0						
	G6	"	200	1	43	22	20	0	1	10,0	0,5
1991	G1	06.08	400	1	45	4	51			10,3	
	G4	"	100	1	0						
	G5	"	100	1	0						
	G5b	"	80	1	1	1				1,3	
	G5c	"	100	1	5	1	4			4,0	
1992	G1	14.09	350	1	38	11	27			7,7	
	G2	"	80	1	0						
	G3	"	100	1	0						
	G4	"	150	1	1	1				0,75	
	G4d	15.09	300	1	5	5				1,7	
	G5	"	400	1	1	2				0,5	
	G5c	"	100	1	3	3				3,0	
	G6	"	140	1	48	8	14	10	16	10,0	11,4



Tabell 6.2 Burforsøk med ørret i Gaula, 1992.

Stasjon nr.	Dato	kl.	Innsetting/utsetting	Antall døde fisk	Vann-temp °C	Kommentar
G1	14/9	≈13	8 fisk innsatt	0		Start forsøk
	16/9	19.30		0	7	Stigende vannstand
	18/8	20.15		0	6,5	
	20/9	19		7	6	
	21/9	19	1 fisk utsatt, 8 nye innsatt	0	6	Forsøk avsluttet/Nytt forsøk
	22/9	19		0	6,5	Synkende vannstand
	24/9	19		0	6,5	Synkende vannstand
	27/9	11		0	6	Stor vannstand
	30/9	18		0	5,5	
	3/10	18.30		0	4	
	5/10	18		0	4	
	7/10	17		2	3	
	10/10	12		1	1,5	
	11/10	12	5 fisk utsatt	0	0,5	Forsøk avsluttet
G2	14/9	≈13	Innsatt 8 fisk			Start forsøk
	15/9	19		0	7,5	
	16/9	19		0	7	
	17/9	19.30		0	6,5	
	18/9	30		1	6,5	
	19/9	16		0	6,5	
	20/9	18.30		0	6,5	
	21/9	19.30		1	6	
	22/9	18.30		1	6	
	24/9	19.30		1	6,5	
	26/9	18		1	6,5	
	29/9	19		0	6	
	30/9	18.30		0	5,5	
	3/10	18.15		0	4,5	
	5/10	17.30	3 fisk utsatt, 8 fisk innsatt	0	4	Forsøk avsluttet/Nytt forsøk
7/10	17.15		0	3		
10/10	11.30		0	1,5		
11/10	12.30	8 fisk utsatt	0	0,5	Forsøk avsluttet	
G3	14/9	≈14	8 fisk innsatt			Start forsøk
	15/9	19		0	7,5	
	16/9	19		7	7	
	17/9	19.30	Bur tatt opp	1	6,5	Forsøk avsluttet
G3b	18/9	19.30	8 fisk innsatt			
	19/9	18.30		0	6,5	
	20/9	19.30		0	6,5	
	21/9	18		0	6,5	
	22/9	19		0	6	
	24/9	18.30		0	6,5	
	26/9	18.15		0	6,5	
	29/9			0	6,5	
	30/9	17.30		0	6	
	3/10	17.15		0	4,5	
	5/10	11.30		0	4	
	7/10	12.30		2	3	
	10/10			0	2	
11/10		6 fisk utsatt	0	1	Forsøk avsluttet	
G4	14/9	≈15	8 fisk innsatt			Start forsøk
	15/9	18		0	8	
	16/9	18		0	7,5	
	17/9	18.30		0	7	
	18/9	19		2	6,5	
	19/9	15		0	6,5	
	21/9	18		1	7	
	23/9	18.30		2	7	
	24/9	18		0	7	
	26/9	8		0	7	
	28/9	16.30		0	6,5	
	30/9	17		0	5,5	
	2/10	18.30		0	5,5	
	5/10	17	3 fisk utsatt, 8 fisk innsatt	0	4,5	Forsøk avsluttet/Nytt forsøk
	7/10	16.30		0	4	
8/10	7.30		0	3,5		
10/10	9.30		0	2		
12/10	16	8 fisk utsatt	0	1	Forsøk avsluttet	

**Tabell 6.3 Kobber- og sinkanalyser fra Gaula under burforsøksperioden 1992. Måleenhet: µg/l.**

Dato	Lokalitet							
	G1	G2	G3		G3b		G4	
	Cu	Cu	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
Sept.								
24	0,8	13			8,9	40	11	60
26		11	15	40	7,8	30	14	10
27	1,0							
28							11	60
29		14	12	70	9,3	50		
30	1,0						12	70
Okt								
3	3,9	13	15	100				
4					10	70		
5		12					12	90
7	1,2	10			9,4	70		
8							20	110
10	1,1		10	60	3,6	20	12	50
Middel	1,5	12	13	68	8,2	47	13	64

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

ISBN 82-577-2357-6