



# Statlig program for forurensningsovervåking

## Rapport 571/94

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Norsk Hydro Glomfjord fabrikk

Statkraft

Utførende institusjon NIVA

# Undersøkelser av miljøforhold i Glomfjord og Holandsfjord i 1991-92

Delrapport 3.

Næringsalter, algebiomasse,  
oksygenforhold og gruntvanns-  
samfunn i Glomfjord



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-910300	Undernr.:
Løpenr.: 3061	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Undersøkelser av miljøforhold i Glomfjord og Holandsfjord i 1991 - 1992. Delrapport 3. Næringssalter, algebiomasse, oksygenforhold og gruntvannssamfunn i Glomfjord.	Dato: 3/3-94	Trykket: NIVA 1994
Forfatter(e): Torbjørn Johnsen Jon Knutzen Jarle Molvær Are Pedersen	Faggruppe: Marin økologi	
Mats Walday	Geografisk område: Nordland	
	Antall sider: 121	Opplag:

Oppdragsgiver: Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker, Statkraft og Statens forurensningstilsyn (SFT). (Overvåkingsrapport nr. 571/94. TA-nr. 1101/1994).	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

## Ekstrakt:

Det er utført en bred undersøkelse av miljøtilstanden i Glomfjord i tidsrommet 1991 - 92. I fjordens overflatelag var konsentrasjonene av nitrogen og fosfor forholdsvis høye, spesielt på fjordens nordside. Biomassen av planteplankton var også stor. Det var ingen oksygenproblemer i dypvannet. Algesamfunnene i fjæra på fjordens nordside viste klassiske effekter av næringssaltbelastning inntil 8 - 9 km vest for Glomfjord.

Sammenlignet med tilsvarende undersøkelser i 1981 - 82 var utslippene av fosfor og nitrogen fra Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker i 1991 - 92 vesentlig redusert, og næringssaltkonsentrasjonene i fjordens overflatelag betydelig lavere. Det samme gjaldt algebiomassen i fjorden. Området med effekter på algesamfunnene i fjæra nådde i 1991 - 92 noe lenger vestover enn 10 år tidligere. Årsaken kan være sen-effekter av de høye næringssaltutslippene på 80-tallet.

4 emneord, norske

1. Glomfjord
2. Næringssalter
3. Planteplankton
4. Hardbunnsamfunn

4 emneord, engelske

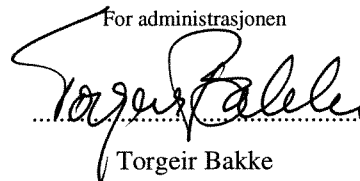
1. Glomfjord
2. Nutrients
3. Phytoplankton
4. Hard-bottom communities

Prosjektleder



Jarle Molvær

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2556-0

Norsk institutt for vannforskning

**O-910300**

**UNDERSØKELSER AV MILJØFORHOLD I GLOMFJORD  
OG HOLANDSFJORD I 1991 - 1992**

**DELRAPPORT 3**

**NÆRINGSSALTER, ALGEBIOMASSE,  
OKSYGENFORHOLD OG GRUNTVANNSSAMFUNN I  
GLOMFJORD**

Oslo,

3. mars 1994.

Prosjektleder:

Jarle Molvær

Medarbeidere:

Torbjørn Johnsen  
Jon Knutzen  
Are Pedersen  
Mats Walday

<b>Innhold</b>	<b>Side</b>
FORORD	4
SAMMENDRAG	6
1. INNLEDNING	8
1.1 Formål	8
1.2 Beskrivelse av fjordområdet	8
1.3 Tilførsler av ferskvann og næringssalter	11
2. NÆRINGSSALTER OG ALGEBIOMASSE	14
2.1 Formål	14
2.2 Metodikk	14
2.3 Resultater	18
2.3.1 Næringssalter	19
2.3.2 Biomasse	30
2.3.3 Algesammensetning	42
2.3.4 Biotester	44
2.3.5 Produksjon	44
2.3.6 Elementsammensetning i partikulært materiale	49
2.4 Sammenligning mellom resultater fra 1991 - 1992 og 1981 - 1985	53
2.5 Generell diskusjon	56
2.6 Avsluttende kommentarer	57
3. OKSYGEN I DYPVANNET	59
3.1 Formål	59
3.2 Metodikk	59
3.3 Resultater	59
3.4 Sammenligning med 1981 - 1985	61
4. ORGANISMESAMFUNN PÅ GRUNT VANN	63
4.1 Formål	63
4.2 Metodikk	63
4.2.1 Transektanalyser	65
4.2.2 Tidevannsjusteringer	65
4.2.3 Rammeregistreringer	65
4.2.4 Siktedyt	66
4.2.5 Strandsonebefaring	67
4.2.6 Fotodokumentasjon	67
4.2.7 Databehandling og statistiske metoder	67
4.2.8 Grunnleggende samfunnsparametre	67
4.2.9 Forurensningsindeks	69
4.2.10 Tidligere undersøkelser	69



4.3 Resultater	69
4.3.1 Generelle trekk ved fjorden	69
4.3.2 Stasjonsbeskrivelser - samfunnenes hovedelementer	72
4.3.3 Strandsonebefaring	81
4.3.4 Sammenligning av stasjonene	81
4.3.5 Sammenligning med 1981 - 82	90
4.4 Konklusjoner	102
5. NITROGEN OG FOSFOR I TANG	103
5.1 Formål	103
5.2 Metodikk	103
5.3 Resultater	104
5.4 Sammenligning med 1981 - 82	113
6. OPPSUMMERING OG SAMMENFATTENDE DISKUSJON	116
7. REFERANSER	118

## Forord

Den foreliggende rapport presenterer resultater fra en undersøkelse av miljøforhold i Glomfjord, Nordland, i tidsrommet 1991 - 1992. Undersøkelsen utgjør den ene halvdel av en bred undersøkelse av Glomfjord og Holandsfjord utført for Statkraft, Oslo, Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker, og Statens forurensningstilsyn, Oslo. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), har hatt det faglige og økonomiske ansvaret for gjennomføringen av undersøkelsene.

Undersøkelsene i 1981 - 1982 viste tildels sterke og klassiske effekter av overgjødning i strandsonen og i fjordens overflatelag. De etterfølgende 10 år ble Hydro Glomfjords utslipp av næringssalter vesentlig redusert. På den annen side er det sannsynlig at fjordens ferskvannstilførsel på årsbasis kan bli redusert med opptil 80% fordi det nåværende utslipp gjennom kraftstasjonen innerst i fjorden planlegges overført til Svartisen kraftverk ved Holandsfjord.

Hensikten med undersøkelsen i Glomfjord var å:

1. **Gi en ajourført beskrivelse av eutrofitilstanden.** Resultatene skal både være grunnlag for sammenligning med resultater fra undersøkelsene i 1981 - 1982 og referanse for nye undersøkelser etter at fjordens ferskvannstilførsel er redusert eller nye utslippsreduksjoner er gjennomført.
2. **Utarbeide en modell som beskriver sammenheng mellom utslipp av næringssalter, ferskvannstilførsel og eutrofitilstand.**

En nærmere beskrivelse av bakgrunn for prosjektet og formålet er gitt i arbeidsprogrammet (Molvær et al., 1991).

Prosjektet har således vært to-delt, og modellarbeidet utgis som egen rapport. Tilstandsbeskrivelsen har omfattet undersøkelser av (faglig ansvarlig i parentes):

- *Hydrofysiske forhold (J. Molvær, NIVA Oslo)*
- *Næringssalter og algevekst i vannmassene (T. Johnsen, NIVA Bergen)*
- *Oksygenforhold (J. Molvær, NIVA Oslo)*
- *Hardbunnssamfunn (M. Walday, NIVA Oslo)*
- *Nitrogen og fosfor i fastsittende alger (Jon Knutzen, NIVA Oslo).*

Høgskolesenteret i Nordland, Bodø, har hatt ansvar for en stor del av det hydrokjemiske feltarbeidet, foruten deler av det vannkjemiske analyseprogrammet. Vi takker i første rekke førsteamanuensis Stig Skreslet, havforskerassistent Odd Arne Schistad, samt skipper Per Torrisen på "F/F Raud den Rame" for godt samarbeid.

*Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker har gjennomført omfattende hydrofysiske og vannkjemiske undersøkelser på en utmerket måte, og spesielt takkes driftsleder Kristine Haukalid for godt samarbeid.*

*Ved Statkraft har overingeniør Jan-Petter Magnell bistått med å skaffe tilveie data for ferskvannstilrenning til Holandsfjord og Glomfjord. Hovedkontakt har vært overingeniør Jens Petter Taasen.*

*Ved Statens forurensningstilsyn har avdelingsingeniør Turid Winther-Larsen vært kontaktperson.*

*Lektor Øivind Wiik har bistått med bestemmelse av blågrønnalger.*

*Ved NIVA har i tillegg følgende personer deltatt i prosjektet:*

- Are Pedersen i feltarbeid og rapportering av hardbunnsundersøkelsen.*
- Evy Lømsland har deltatt i arbeidet med kapitlet om næringsalter og algevekst.*
- Frank Kjellberg og Unni Efraimsen har hatt ansvar for tilrettelegging av feltarbeid og punching av data.*
- Gunnar Severinsen har tilrettelagt for konvertering av NVEs data for ferskvannstilførsel, hydrofysiske og vannkjemiske data til NIVAs database.*
- Roy Beba, Marit Engeloug og Barbro Silde har vært ansvarlige for analysene av nitrogen og fosfor i tang og vannmasser.*
- Liv Berg har redigert rapporten.*

*Oslo, 3 mars 1994.*

*Jarle Molvær  
prosjektleder*

# Sammendrag

## 1. Formål

Undersøkelser i Glomfjord i 1981 - 82 viste til dels sterke effekter av næringssaltutslipp i strandsonen og i fjordens overflatelag. Siden har næringssaltutslippene blitt betydelig redusert. På den annen side er det sannsynlig at fjordens ferskvannstilførsel blir vesentlig redusert pga. overføring av vann til Svartisen kraftverk ved Holandsfjord.

Undersøkelsene i Glomfjord i 1991 - 92 hadde dermed som formål å:

- Gi en ajourført beskrivelse av tilstanden mht. virkninger av næringssaltutslipp.
- Utarbeide en modell som beskriver sammenheng mellom utslipp av næringssalter, ferskvannstilførsel og eutrofitilstand.

Prosjektet har således vært todelt. Den foreliggende rapport omfatter **tilstandsbeskrivelsen**. Faglig sett har den omfattet undersøkelser av hydrofysiske forhold, oksygenforhold, næringssalter og algevekst i vannmassene, hardbunnsamfunn og nitrogen og fosfor i fastsittende alger.

## 2. Hovedtrekk i 1991 - 92

Hydro Glomfjord står fortsatt for et dominerende utslipp av fosfor og nitrogen til fjordens overflate med 2.3 tonn nitrogen/døgn og 0.17 tonn fosfor/døgn som gjennomsnitt for 1991. Dette er imidlertid bare ca. 44% (nitrogen) og 23% (fosfor) av utslippet i 1981. I tillegg kommer mindre punktutslipp av kommunal kloakk og fra Mowi Glomfjord.

I fjordens overflatelag ble det fortsatt forhøyede konsentrasjoner av fosfor og nitrogen, spesielt på fjordens nordside. Biomassen i form av planteplankton var også stor, og sannsynligvis større i 1991 enn i 1992.

Mikroskopanalyser av planteplanktonet viste at dette generelt var i dårlig forfatning. Paradoksalt nok var årsaken sannsynligvis næringsmangel. Dette skyldes da at god tilgang på næring i nærheten av Hydro Glomfjords utslipp i fjordens indre del gir grunnlag for en raskt voksende biomasse. Etterhvert som dette planteplanktonet spres videre utover i fjorden, blir næringstilgangen dårligere, og etterhvert kan en slik stor planktonbiomasse komme til å oppleve en generell næringsmangel.

I fjordens dypvann var oksygenforholdene gode både i 1991 og i 1992.

Det ble registrert klassiske effekter av næringssaltbelastning på algesamfunnene i fjæra langs den nordlige delen av Glomfjord. Belastningen gir seg primært utslag i fravær av normale tangsamfunn, men også i store forekomster av hurtigvoksende grønne alger. De få tangplanter som ble funnet var gamle og i en dårlig forfatning. Det påvirkede området strekker seg fra ca. 300 m øst for fabrikk og ut til Næverdalsbukta, hvilket er i overensstemmelse med hovedstrømningene i overflatevannet. Effektene avtar med økende avstand til utslippet. Effektene på dyresamfunnene var ikke like tydelige og av en mer sekundær art. I dybdeintervallet fra ca. 2 m og nedover til ca. 13 m var vegetasjonen betydelig utsatt for nedbeiting av kråkeboller.

Eutrofieringssituasjonen er også karakterisert ved analyse av nitrogen (N) og fosfor (P) i blæretang

og grisetang. Resultatene dokumenterer graden av overgjødning på grunt vann i Glomfjord/Meløy-fjorden ved det markert høyere N- og P-innholdet jevnført med tang fra Holandsfjorden og en referanselokalitet i Nordland. I Holandsfjorden synes den sterkere ferskvannspåvirkningen å hatt innflytelse på resultatene. Tangen fra Glomfjord/Meløyfjorden hadde synkende innhold av N og P med økende avstand fra utslippet til Hydro. Innflytelsesområdet strekker seg ut i Meløyfjorden, muligens så langt ut som 20 km fra kilden. For å få referansedata med fyldestgjørende dokumentasjon av N og P i tang også i de fjernere deler av utslippets innflytelsesområde, anbefales en gjentatt undersøkelse gjennom året på fire stasjoner i Glomfjord/Meløyfjorden (to i Glomfjord og to i Meløyfjorden) pluss en stasjon i Holandsfjorden.

### **3. Sammenligning med 1981 - 82**

#### **Næringssalter og biomasse i fjordens vannmasser**

Både i 1981 - 82 og 10 år senere ble det funnet en tydelig gradient i næringssaltkonsentrasjon mellom indre og ytre del av Glomfjord. I 1991 - 92 var den imidlertid mindre markert enn 10 år tidligere. Denne forskjellen mener vi er et resultat av reduserte utslipp fra Hydro Glomfjord.

Målinger av algebiomassen i Glomfjord i 1991 - 92 viste betydelig lavere verdier enn i 1981 og 1985. Mens det er klart at biomassen av naturlige grunner kan variere mye fra år til år, er det vår samlede vurdering at dette for Glomfjords del sannsynligvis skyldes reduserte tilførsler av næringssalter.

#### **Oksygen i dypvannet**

Oksygenforholdene i hele vannmassen var gode både i 1991 og 1992. Ser man bort fra forholdene sommeren 1981, samsvarer resultatene godt med oksygenmålingene i 1981 - 85. Det er liten grunn til å tro at det oppstår oksygenproblemer i dypvannet i Glomfjord.

#### **Gruntvannssamfunn**

Ved undersøkelsene i 1981 - 82 ble det registrert klassiske effekter av næringssalt-belastning på algesamfunnene i fjæra, langs den nordlige delen av Glomfjord. I 1991 - 92 kunne en fortsatt registrere de samme effekter, og det berørte området var nå blitt *noe utvidet* vestover. Forekomstene av rur og blåskjell i det påvirkede området har økt noe siden 1981-82.

#### **Nitrogen og fosfor i tang**

Data om tangens næringsstatus fra 1981 - 82 og 1991 - 92 er ikke fullt sammenlignbare, men det er registrert en signifikant/nær signifikant økning i N:P-forholdet i de to artene. Dette overensstemmer med at utslippsreduksjonene har vært forholdsmessig størst for fosfor.

# 1. INNLEDNING

## 1.1. Formål

Bakgrunnen for undersøkelsene i Glomfjord er Hydro Glomfjords behov for ajourførte opplysninger om tilstanden i fjorden etter at betydelige utslippsreduksjoner er gjennomført etter den første undersøkelsen i 1981 - 82 (jfr. Molvær *et al.*, 1984b).

Videre ønsker bedriften å få vurdert hvilke konsekvenser overføringen av ferskvannsutslippet gjennom kraftstasjonen til Svartisen kraftverk ved Holandsfjord kan ha for tilstanden i Glomfjord. På årsbasis kan dette redusere fjordens ferskvannstilførsel med ca. 80%.

Undersøkelsen skal dermed også gi grunnlag for at man ved eventuelle senere undersøkelser kan avgjøre hvordan/om endret næringssaltutslipp eller ferskvannstilførsel har påvirket tilstanden i fjorden.

Formålet med undersøkelsen kan dermed oppsummeres i tre punkter:

1. Gi status for tilstanden i fjordområdet.
2. Etablere grunnlag for at senere undersøkelser skal kunne avgjøre om endret næringssaltutslipp eller ferskvannstilførsel har påvirket tilstanden i fjorden.
3. Utvikle en modell som beskriver sammenheng mellom næringssalttilførsel, ferskvannstilførsel og hydrofysiske, hydrokjemiske, samt biologiske forhold i Glomfjord.

Denne rapporten omfatter punkt 1 - 2. Modellarbeidet presenteres i en egen rapport.

## 1.2. Beskrivelse av fjordområdet

Figur 1.1 gir en oversikt over Glomfjord. Av praktiske grunner og i samsvar med inndelingen for modellen har vi valgt å inndele fjordområdet i tre deler. Tabell 1.1 viser de viktigste topografiske data for disse delområdene.

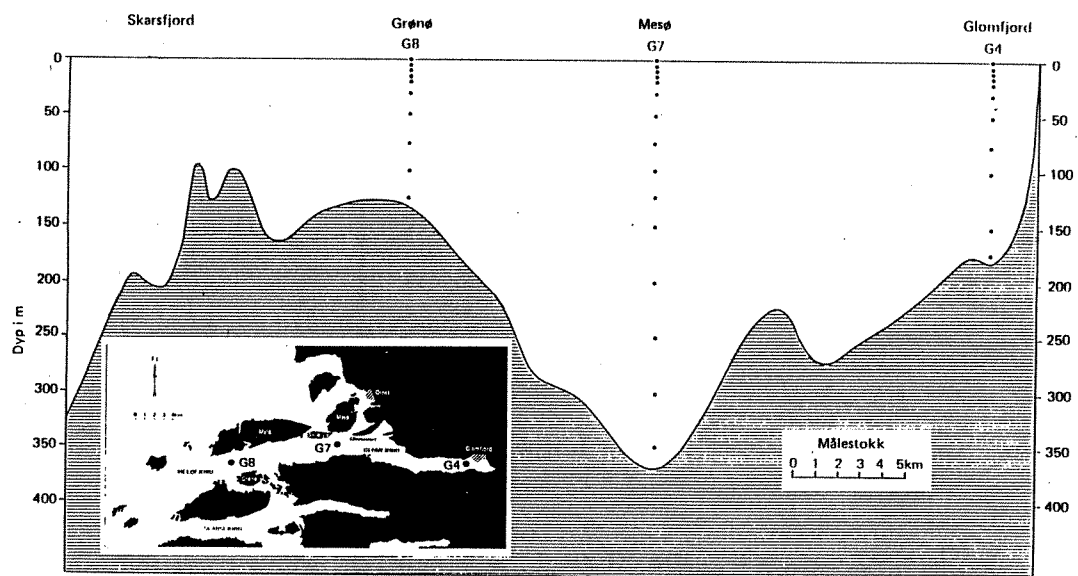
**Tabell 1.1.** Topografiske data for delområdene. Nummer på modellområdene er vist i parentes.

Område	Lengde	Bredde	Overflateareal
Indre Glomfjord (I)	5.5 km	0.8 - 1.7 km	6.5 km <sup>2</sup>
Midtre Glomfjord (II)	7 km	1.7 - 2.5 km	13.3 km <sup>2</sup>
Ytre Glomfjord (III)	10 km	2.2 - 3 km	26.2 km <sup>2</sup>
Meløyfjord	16 km	2.5 - 3.5 km	60 km <sup>2</sup>
Totalt	38.5 km		106 km <sup>2</sup>

Figur 1.2 viser fjordens bunnprofil målt langs dypålen. Største dyp er ca. 370 m ved st. G7 i fjordens midtre del. Innløpet til fjordområdet er ca. 100 m dypt, som medfører at vannmassen mellom ca. 100 m og 370 m ikke har fri forbindelse med kystvannet.



Figur 1.1. Fjordområdet med hydrokjemistasjoner.



**Figur 1.2.** Langsgående bunnprofil av Glomfjord - Meløyfjord.



### 1.3. Tilførsler av ferskvann og næringssalter

Fjordområdet ferskvannstilrenning er sterkt regulert, og mens undersøkelsene foregikk, var den helt dominert av vannutslippet (ca. 24 - 28 m<sup>3</sup>/s) fra kraftstasjonen innerst i fjorden. Statkraft har beregnet gjennomsnittlig avrenning fra det uregulerte nedbørsfeltet til ca. 2.3 m<sup>3</sup>/s. Dette betyr at fjordområdet ferskvannstilførsel utenom perioder med sterk nedbør eller snøsmelting var ca. 30 m<sup>3</sup>/s - i alt vesentlig til Indre Glomfjord.

De antropogene utslipp av fosfor og nitrogen til Glomfjord er sammenfattet i tabell 1.2.

**Tabell 1.2.** Gjennomsnittlig antropogene utslipp av nitrogen og fosfor til Glomfjord (kg/døgn) i 1991. Generell avrenning er ikke inkludert.

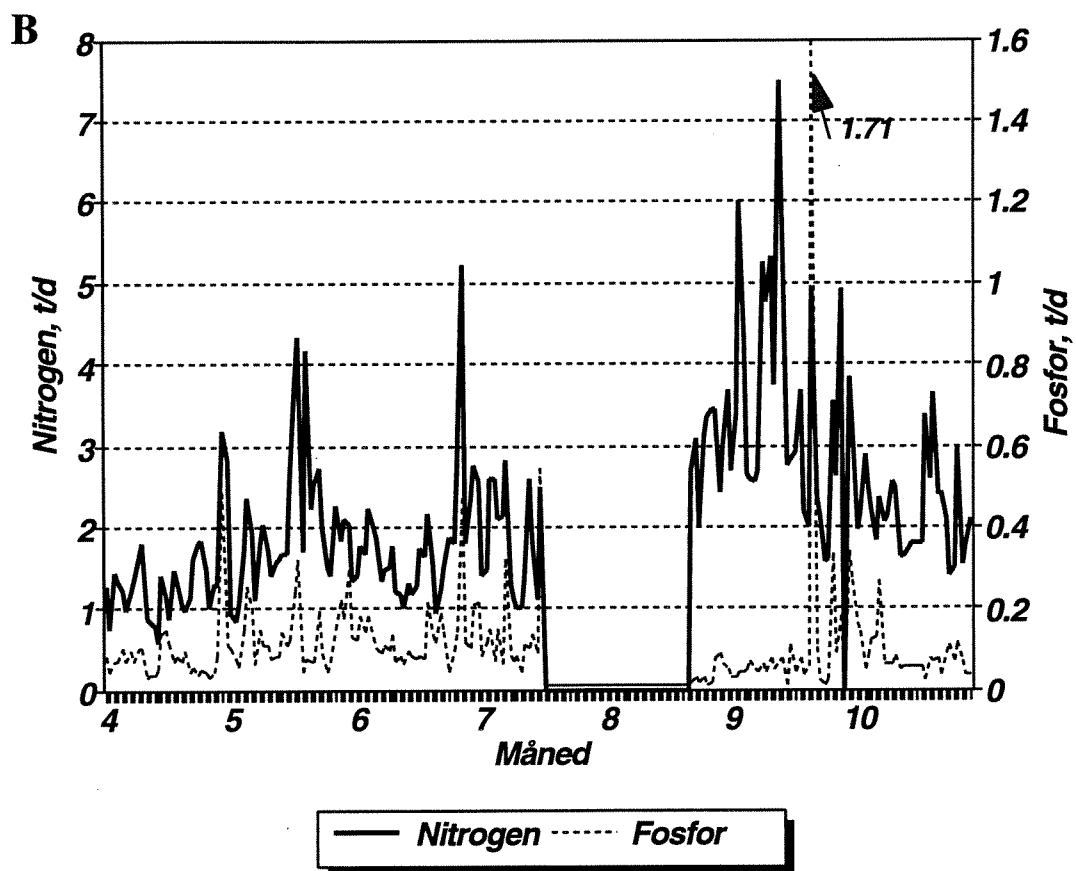
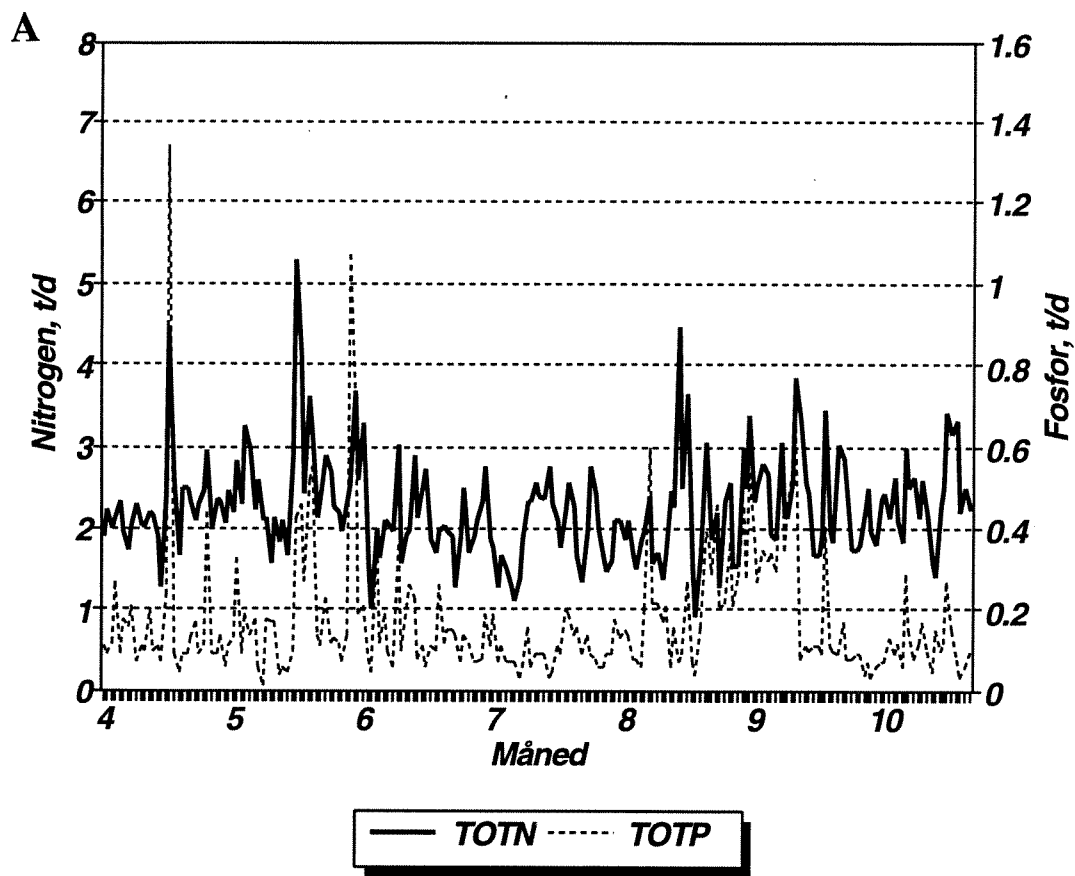
	<b>Total nitrogen</b>	<b>Total fosfor</b>
Hydro Glomfjord	2260 (98%)	160 (96%)
Mowi Glomfjord	30 (1%)	3 (2%)
Kommunalt avløp	23 (1%)	3 (2%)
Sum	2313 (100%)	166 (100%)

Utslippsdypene varierer mellom 0 m og 15 m. Hydro Glomfjords utslipp ligger på ca. 10 m dyp, men fordi avløpsvannet (ferskvann) er lettere enn sjøvann, stiger det til overflaten. For vårt bruk kan derfor alt regnes som utslipp til fjordens overflatelag.

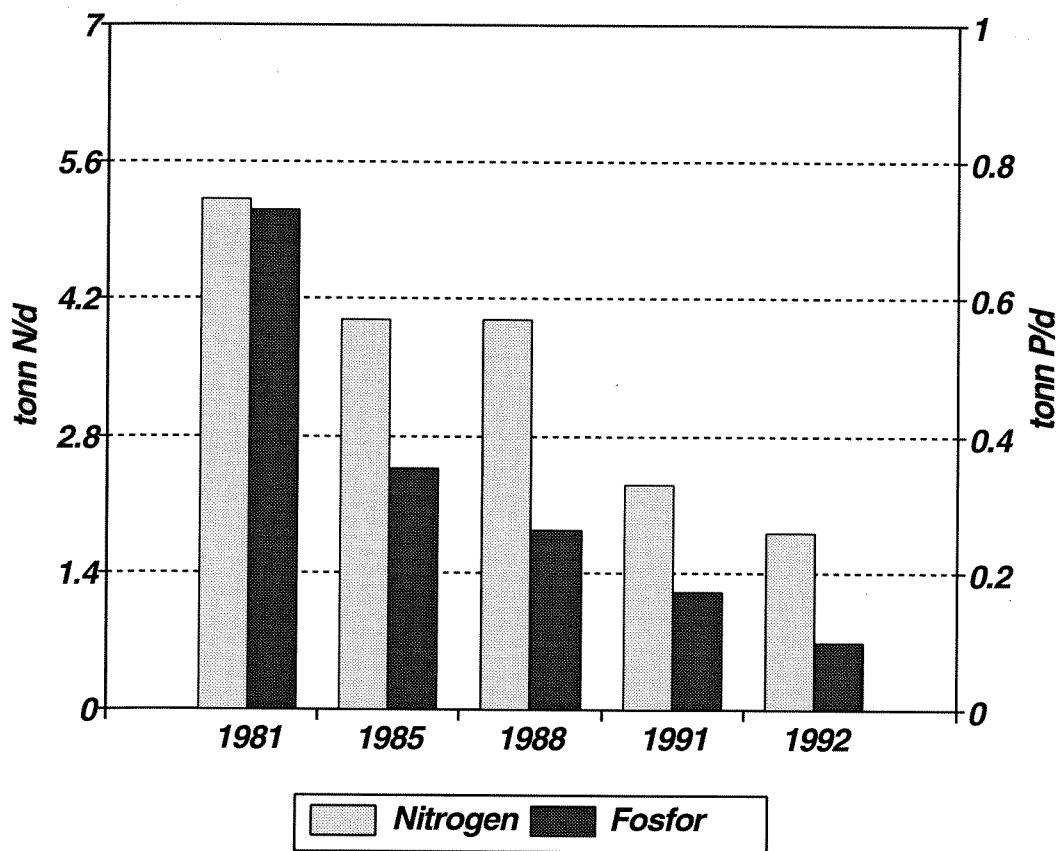
Mer vesentlig er imidlertid at størrelsen av utslippene kan variere mye over tid. Som illustrert på figur 1.3a kunne fabrikkens døgnutslipp av fosfor og nitrogen i sommerhalvåret 1991 variere med henholdsvis en faktor på ca. 100 og ca. 6. Figur 1.3b viser tilsvarende døgnutslipp sommeren 1992. Det dominerende trekket er driftsstansen i tidsrommet 19. juli - 23. august 1992, da bedriftens utslipp i praksis opphørte.

Vannkjemiske analyser av vannet som gikk gjennom Glomfjord kraftstasjon i 1991 ga typiske verdier på 115 - 130 mg N/m<sup>3</sup> og 4 - 6 mg P/m<sup>3</sup>. Basert på en avrenning på 30 m<sup>3</sup>/s gir dette en årlig tilførsel av 110 - 120 tonn nitrogen og 4 - 6 tonn fosfordvs. henholdsvis 12 - 15% og 6 - 10% av den antropogene utslippet. Forholdstallet mellom nitrogen og fosfor i ferskvannet var 20 - 25:1.

Figur 1.4 viser årsmiddel av utslipp fra Hydro Glomfjord for 1981 - 1991 og illustrerer to vesentlige forhold. For det første ser vi at næringssalttilførselen til Glomfjord var vesentlig mindre i 1991 enn under forrige undersøkelse 10 år tidligere. Spesielt gjelder dette fosfortilførselen. For det andre er mengdeforholdet mellom nitrogen og fosfor endret. Som en "tommelfingerregel" regnes at marint planteplankton i gjennomsnitt tar opp nitrogen og fosfor i forholdet 7:1 (på vektbasis). I figur 1.4 er skalaene valgt i samme forhold. Mens forholdet mellom nitrogen og fosfor (målt som total nitrogen/total fosfor) i gjennomsnitt i 1981 var ca. 7:1, var det i 1991 ca. 14:1 på vektbasis. I 1991 ble fjorden, - ut fra marine algers behov, - tydeligvis tilført et overskudd av nitrogen i forhold til fosfor.



**Figur 1.3.** Utslipp av nitrogen og fosfor fra Hydro Glomfjord.  
 a) April - oktober 1991.  
 b) April - oktober 1992.



**Figur 1.4.** Årsmiddel av tilførsel av nitrogen (N) og fosfor (P) til Glomfjord i 1981, 1985, 1988, 1991 og 1992.

## 2. NÆRINGSSALTER OG ALGEBIOMASSE

### 2.1. Formål

Undersøkelsen av sammenhengen mellom næringssalttilførsel og algebiomasse har hatt flere delmål. For det første har ønsket vært å få en ajourført beskrivelse av eutrofitilstanden i Glomfjord og sammenligne denne med resultatene fra 1981 - 82. Dernest ønsket en å se hvordan reduksjonene av næringssalttilførselen påvirket den planktoniske algeproduksjonen i fjordområdet og eventuelle følger av et endret forhold mellom nitrogen og fosfor i utslippsvannet.

### 2.2. Metodikk

Ved denne undersøkelsen har det vært gjennomført en rekke målinger av vannkjemiske og biologiske parametre fra innerst til ytterst i Glomfjord (figur 1.1). Hovedstasjonene, hvor også primærproduksjonsmålinger ble foretatt, har vært stasjonene G4 (indre Glomfjord) og G7 (ytre Glomfjord). Resultatene fra disse to stasjonene er derfor benyttet hovedsakelig i rapporten for å illustrere forholdene i Glomfjord.

Tabell 2.1 viser datoer for gjennomføring av tokt i perioden 1991-1992, hvor vannkjemi og planteplakton inngikk. Det ble gjennomført tre typer tokt. Hovedtoktene ble utført for å gjøre inngående studier av næringssalter og algebiomasse. Intensivtoktene ble i hovedsak utført for å samle inn data til modellarbeidet. Øvrige rutinetokt bidro til den generelle tilstandsbeskrivelsen av fjorden. Under hovedtoktene ble det i tillegg til hydrografiske målinger og innsamling av vannprøver for ulike analyser gjennomført primærproduksjonsmålinger. I 1992 hadde Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker driftsstans i tidsrommet 20. juli - 23. august, og utviklingen i fjordens vannmasser ble fulgt opp ved et utvidet måleprogram. Siste hovedtokt ble lagt til slutten av denne perioden for å se hvordan driftsstansen påvirket næringssaltkonsentrasjonene i Glomfjord og om den medførte endringer i algenes primærproduksjon.

Høyskolesenteret i Nordland, Bodø, stod for innsamling av en stor del av de vannkjemiske prøvene. Norsk Hydro Glomfjord, gjennomførte både innsamling av hydrografiske data og tok vannprøver for ulike analyser, spesielt sommeren 1991 og 1992. Under hovedtoktene deltok også NIVA i feltarbeidet.

#### Næringssalter

Det er tatt vannprøver for analyse av nitrat ( $\text{NO}_3$ ), ammonium ( $\text{NH}_4$ ), totalt nitrogen (Tot-N), fosfat ( $\text{PO}_4$ ) og totalt fosfor (Tot-P). Prøvene ble tatt med vannhenter, fylt på syrevaskede flasker og fiksert med 1 ml 4 mol  $\text{H}_2\text{SO}_4$  pr. 100 ml prøve. I intensive perioder ble prøver tatt på 0,5, 2, 5, 7, 10, 15, 20 og 30 meter, mens innsamlingen ellers ble foretatt ned til 5 meter. Analysene ble i 1991 hovedsakelig gjennomført ved Høyskolesenteret i Nordland, mens 1992-prøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium. Alle analyser er gjort i henhold til Norsk Standard (tabell 2.2).

**Tabell 2.1.** Toktdatoer for perioden 1991 - 1992 hvor vannkjemi og planteplankton inngikk. V = vanlige rutinetokt. H = hovedtokt. I = intensivperiode.

År	Dato	Tokt	Stasjonsnummer
1991	13. mars	V	G4, G7
	9. april	V	G4, G7
	15. mai	V	G3, G4, G7, G8
	28.-29. mai	V, I	G2, G3, G4, G6, G7, G8
	10.-12. juni	H, I	G2, G4, G6, G7
	14. juni	V, I	G8
	2. juli	V, I	G4, G6, G7, G8
	9.-12. juli	H, I	G2, G4, G6, G7, G8
	16. juli	V, I	G2, G3, G6, G7, G8
	24. juli	V, I	G2, G3, G4, G6, G7, G8
	31. juli	V, I	G2, G3, G4, G6
	5.-6. august	V, I	G2, G3, G4, G6, G7, G8
	20. august	V	G4, G6, G7, G8
	4. september	V	G4, G7
	12. september	V	G8
	9. oktober	V	G4, G7
	5. november	V	G4, G7
	9.-10 desember	V	G4, G7
	1992	13. januar	V
10. februar		V	G4, G7
2. mars		V	G4
12. mars		V	G4, G7
1. april		V	G4, G7
12. mai		V	G4, G7
20. mai		V	G2, G3, G4, G7
9.-12. juni		H	G2, G3, G4, G7
6.-8. juli		V	G2, G4, G7
21. juli		V	G2, G3, G4, G7, G8
1. august		V	G6, G7, G8
4. august		V	G2, G3, G4, G6, G7, G8
17.-20. august		H	G2, G3, G4, G7
25. august		V	G2, G3, G4, G6, G7, G8
1. september		V	G2, G3, G4, G6, G7, G8
7. september		V	G4, G7

**Tabell 2.2.** Utførte næringssaltanalyser med angivelse av metode (Norsk standard).

Analyseelement	Metode
Nitrat	NS4745
Ammonium	NS4746
Totalt nitrogen	NS4743
Fosfat	NS4724
Totalt fosfor	NS4725

### Andre parametre

I tillegg til næringsalter ble mengden totalt karbon i vannsøylen målt. Prøvene ble tatt på syrevaskede medisinflasker, konserverte med 1 ml 4 mol H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pr. 100 ml og analysert ved NIVAs laboratorium.

Under hovedtoktene ble det tatt prøver for analyse av partikulært karbon, nitrogen og fosfor i vannsøylen. Analysene av partikulært karbon og nitrogen gjort ble ved NIVAs laboratorium. Prøvene for partikulært fosfor fra 1991 ble analysert ved NIVA, mens analysene av 1992-prøvene ble gjennomført ved Universitetet i Bergen.

### Biomasse

Klorofyll *a* ble benyttet som mål for algebiomassen i vannmassene. I 1991 ble de fleste analysene utført med metanol som ekstraksjonsmiddel og med måling i spektrofotometer etter Norsk Standard (NS4767). Fluorometriske målinger gir imidlertid mulighet for større nøyaktighet enn spektrofotometri ved bruk av mindre filtereringsvolum. Til analyse av prøvene fra hovedtoktene i juni og juli 1991 og for hele prøveserien i 1992 ble det derfor benyttet fluorometrisk metode med 90% aceton som ekstraksjonsmiddel. Analysene ble utført ved Institutt for fiskeri- og marinbiologi ved Universitetet i Bergen.

I dataserien for klorofyll *a* fra 1991-sesongen er det store hull. Årsaken er at det ble benyttet feil analysemetodikk ved Høyskolesenteret i Nordland, som hadde påtatt seg å utføre disse analysene. Resultatet ble at alle klorofyll *a*-resultatene fra de vanlige rutinetoktene fra og med 28. mai til og med 5. november gikk tapt dette året.

For å finne den totale algebiomassen i vannsøylen, ble integrert klorofyll *a*-mengde fra 0 til 20 meter benyttet. I de tilfeller hvor målinger kun ble gjort ned til 5 meter, er det antatt at algebiomassen var den samme på 5 og 20 meter. Feilen ved en slik antagelse er relativt sett liten fordi dette kun ble gjort på tidspunkt med liten algebiomasse i sjøen.

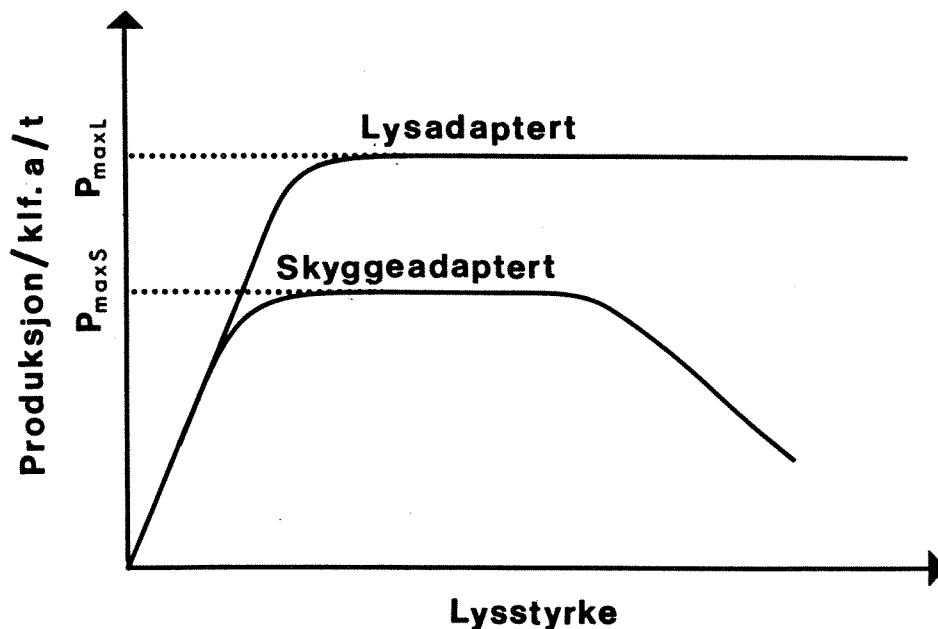
### Produksjon

Ved å ta vannprøver og måle planktonalgenes maksimale produksjon i prøvevannet under optimale lysforhold, kan en få et bilde av vekstpotensialet i de vannmassene som algene lever i.

For å måle planktonalgenes maksimale produksjon (produksjonskapasitet, P<sub>max</sub>), ble vannprøver tilsatt radioaktivt merket karbon (<sup>14</sup>C) og plassert i inkubator hvor hver prøve i prøveserien ble

belyst med en fast lysintensitet i 2 timer. Algene tar opp både det radioaktivt merkede karbonet og vanlig karbon ( $^{12}\text{C}$ ) i et gitt forhold. Ved bruk av scintillasjonsteller kan mengden radioaktivt karbon i algene måles, og ut fra disse målingene og kjennskap til belyningsstyrke og algebiomasse kan algenes produksjon (karbonopptak,  $P$ ) pr. tids- og biomasseenhet beregnes som en funksjon av lysstyrken ( $I$ ) ( $P$  vs  $I$ -kurver). Også i mørke hadde algene et visst opptak av karbon. For å kunne korrigere for dette, ble mørkeopptaket av  $^{14}\text{C}$  målt.

Produksjonskapasiteten (karbonopptaket pr. biomasse- og tidsenhet) fremkommer ved at det trekkes en vannrett linje fra  $P$  vs  $I$ -kurvens høyeste punkt og ut til  $y$ -aksen (figur 2.1). I skjæringspunktet mellom denne linjen og  $y$ -aksen kan produksjonskapasiteten avleses. Ut fra målingene kan en også få informasjon om algesamfunnet er lysadaptert eller ikke. Hvis algene ikke er lysadapterte, vil det oppstå lyshemming ved en gitt lysstyrke og  $P$  vs  $I$ -kurven vil synke lineært etter at lyset har passert dette lysnivået.



**Figur 2.1.** Skjematisk fremstilling av produksjon pr. klorofyll  $a$ - og tidsenhet som funksjon av lysstyrke, for lys- og skyggeadapterte planktonalger.  $P_{\max L}$  og  $P_{\max S}$  angir det maksimale produksjonspotensiale for henholdsvis lys- og skyggeadapterte alger. For skyggeadapterte alger er det markert et lineært fall i kurven ved høy lysintensiteter for å indikere nedsatt produksjon når lysstyrken overskrider en viss styrke (lyshemming).

Produksjonsforsøk ble gjennomført ved hvert hovedtokt i Glomfjord. I 1991 ble det benyttet en temperaturregulerbar inkubator med 6 faste lysstyrker hvor høyeste lysstyrke var ca.  $440 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . I 1992 ble denne inkubatoren skiftet ut med en ny type hvor produksjonen kan måles ved 15 ulike lysintensiteter opp til ca.  $2.500 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Lysstyrken i inkubatorene er målt med lysmåler med sfærisk sensor (Biospherical Instruments QSL-100).

På hver stasjon ble det gjennomført primærproduksjonsmålinger på prøver fra 8 dyp, men målinger av produksjonskapasitet ble gjort på bare 2 av disse dypene (0,5 og 5 meter).

I 1991 ble det i løpet av to tokt (11. - 12. juni og 10. - 11. juli) gjennomført 6 serier med produksjonsforsøk fordelt på stasjonene G2, G4 og G7. I 1992 ble 10 serier med primærproduksjonsmålinger gjennomført fordelt over 3 tokt (10. - 11. juni, 7. - 8. juli og 18. - 19. august). Målingene ble gjort på stasjonene G2, G3, G4 og G7.

### Lysmålinger

På hovedtoktene ble det foretatt lyssvekningsmålinger i vannsøylen. Målingene ble gjort ved bruk av LICOR lysmålerutstyr med plane sensorer som måler lyset i bølgeområdet 400 - 700 nm. Lysmengden nedover i vannsøylen ble korrigert mot innstrålt lys ved overflaten i måletidspunktet. På grunn av instrumentsvikt foreligger det ikke lysmålinger fra stasjon G4 i juli 1991.

### Biotester

For å undersøke hvilke elementer som begrenset algens vekst i Glomfjord i 1992, ble vann fra stasjon G4 benyttet i biotester. Vann ble samlet inn fra 2 meters dyp i juni og august dette året. Til biotestene ble kiselalgen *Chaetoceros wighamii* benyttet, da dette er en alge som har et bredt toleranseområde for saltholdighet (euryhalin). I forsøkene ble testvannet gitt følgende tilsetninger:

- a) Fosfat + Spormetaller + Vitaminer
- b) Nitrat + Spormetaller + Vitaminer
- c) Fosfat + Nitrat + Spormetaller + Vitaminer
- d) Ingen tilsetninger (Kontroll)

Forsøkene ble gjennomført som batch-kulturer i kulturrom ved gjennomsnittstemperatur på  $13^{\circ}\text{C}$ , lysintensitet på  $80 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  og med 12 timer lys og 12 timer mørke. I hvert forsøk, som hadde en varighet på 14 dager, ble det benyttet 2 paralleller.

### Algeidentifisering og kvantifisering

Gjennom hele feltperioden ble det samlet inn prøver for identifisering og kvantifisering av planktoniske alger. To parallellprøver ble fiksert med henholdsvis et jodbasert fikseringsmiddel (sur Lugol) og formalin. Senere ble delprøver sedimentert i tellekamre og talt i omvendt mikroskop etter metode beskrevet av Uthermöhl (1931, 1958).

## 2.3. Resultater

*Utslippene fra Hydro Glomfjord førte til økte næringssaltkonsentrasjoner i de øverste 5 metrene av vannsøylen. Økningen var større i indre enn i ytre Glomfjord og dermed ble også algebiomassen størst i det indre fjordområdet. Under driftsstansen i 1992 sank både*



*næringssaltkonsentrasjonene og algebiomassen totalt sett i Glomfjord. Målinger av algenes produksjonspotensiale viste at algesamfunnene vokste under næringsbegrensning. Biotester bekreftet dette, men viste også at spormetaller og/eller vitaminer var en begrensende vekstfaktor. Ut fra analyser av elementsammensetningen (C:N:P-forholdet) i partikulært materiale kan det konkluderes med at algene var både nitrogen- og fosforundermettede. Mikroskopiske analyser viste alger i tildels meget dårlig forfatning, men artsdiversiteten var relativt høy.*

I det etterfølgende presenteres resultater fra målingene av næringssalter, biomasse, artssammensetning og primærproduksjon. For hvert underkapitel presenteres først dataene fra 1991, dernest 1992-resultatene, som er delt inn i 3 perioder, - før, under og etter driftsstansen fra 20. juli til 23. august. Resultatene er presentert slik at det lett kan gjøres sammenligninger mellom indre og ytre del av Glomfjord. Resultater fra biotester med vann tatt i indre del av Glomfjord i 1992 omtales også, og til sist presenteres analyseresultater av elementsammensetning (C:N:P-forhold) i partikulært materiale.

### 2.3.1. Næringsalter

#### NITROGEN I 1991

Nitratkonsentrasjonen i indre Glomfjord (st. G4) fra mars til desember i 1991 er fremstilt i figur 2.2. Tidlig om våren var nitratverdiene i de øverste 5 metrene forholdsvis høye ( $110 - 120 \mu\text{g l}^{-1}$ ), men utover sesongen ble dette næringssaltet forbrukt, slik at det ned til 15 - 20 meters dyp av vannsøylen midtsommers (i juni) var nesten tom for nitrat (jfr. vedleggstabell 2.1). I juli økte nitratmengden igjen i de øverste metrene og nådde sitt høyeste nivå på over  $300 \mu\text{g l}^{-1}$  tidlig i desember. Innholdet av nitrat i ferskvannet som ble tilført indre Glomfjord via kraftverket, inneholdt bare  $60 - 90 \mu\text{g nitrat l}^{-1}$  (jfr. vedleggstabell 2.2), slik at disse høye nitratverdiene må skyldes utslippene fra Hydro Glomfjord. Ellers viste målingene fra midten av mai til begynnelsen av august at vannsøylen fra 5 til 20 meter hadde svært lavt nitratinhold i hele denne perioden.

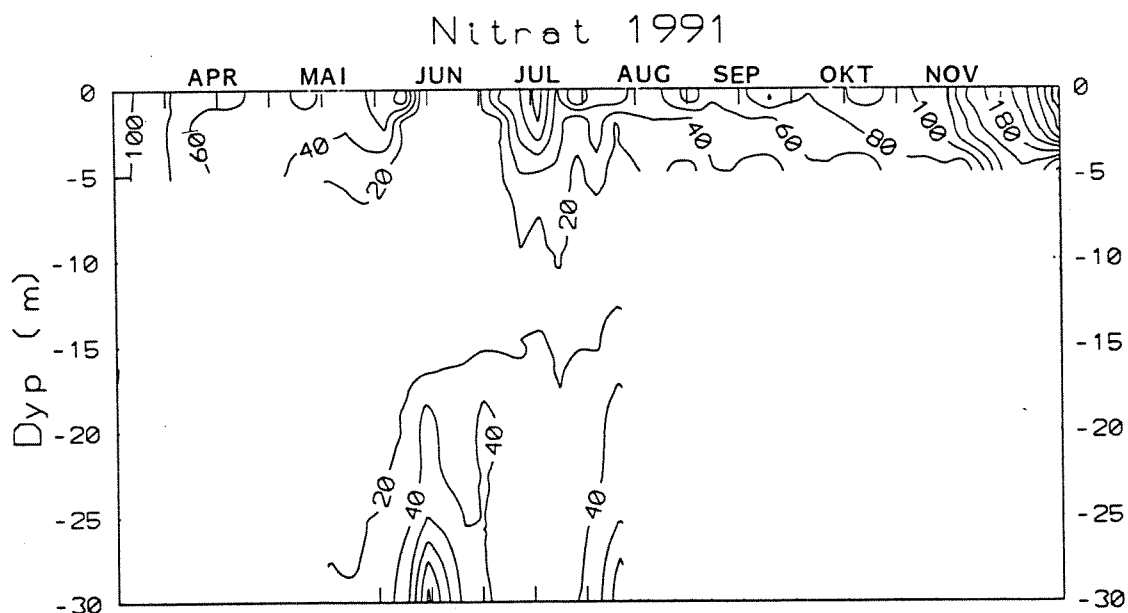
Utviklingen for nitrat i den ytre delen av Glomfjord (stasjon G7) fulgte i store trekk utviklingen i det indre fjordområdet, men med enkelte avvik. Tidlig i april var vannet helt tomt for nitrat i de øverste metrene (figur 2.3), slik at våroppblomstringen må ha vært avsluttet på dette tidspunktet. Ellers kan det generelt sies at gjennomsnittskonsentrasjonene av nitrat i den øverste delen av vannsøylen var lavere i ytre enn i indre del av fjorden.

I indre del av Glomfjord ble det funnet generelt forhøyede ammoniumverdier i de øverste metrene (jfr. vedleggstabell 2.1). Spesielt utover høsten ble det målt høye konsentrasjoner nær overflaten på stasjon G4, og årsaken er sannsynligvis påvirkning fra Hydro Glomfjords utslipp. Under dette ammoniumrike øverste vannlaget var konsentrasjonene lave videre nedover i vannsøylen. Etter 5. august ble det ikke foretatt målinger av ammonium fra 5 - 30 meter, men frem til denne dato varierte konsentrasjonene mellom  $1$  og  $49 \mu\text{g NH}_4 \text{l}^{-1}$  med et snitt på  $24 \mu\text{g NH}_4 \text{l}^{-1}$ . Det bør imidlertid bemerkes at ammonium er en vanskelig parameter å måle, slik at bare store endringer i konsentrasjonene bør tillegges betydning.

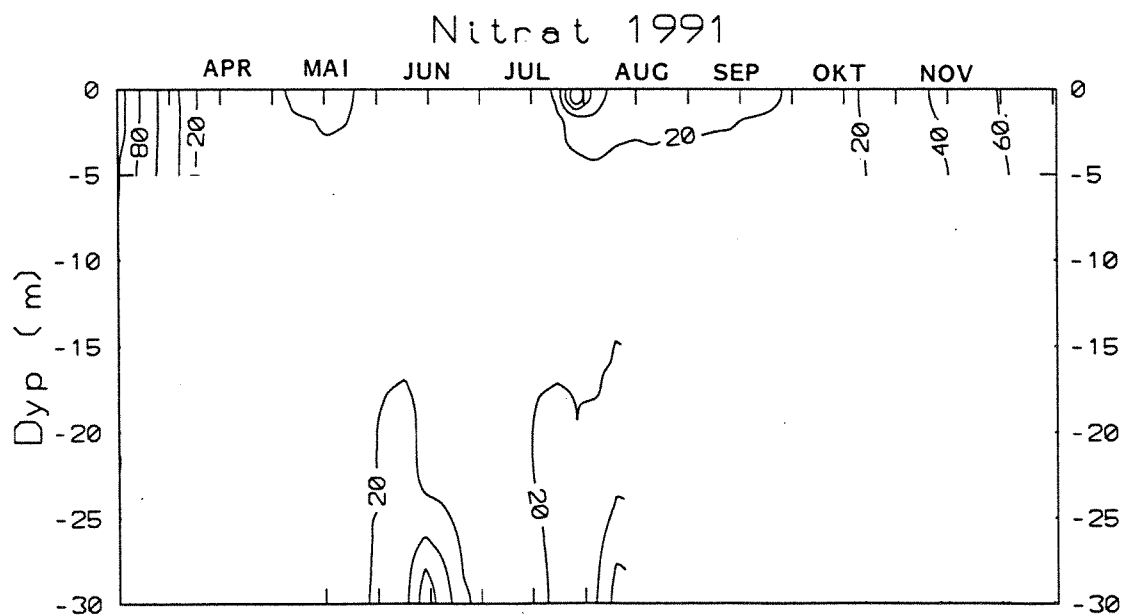
På stasjon G7 i ytre del av Glomfjord var ammoniumkonsentrasjonene i de øverste 2 metrene stort sett lavere enn på stasjon G4. Fra begynnelsen av august og ut året var forskjellen mellom de to fjordområdene meget fremtredende, slik at mengden ammonium i det ytre fjordområdet var ca. en tierpotens lavere enn i indre Glomfjord.

Mengden totalt nitrogen i det øverste vannlaget i indre Glomfjord varierte en del i sommersesongen (figur 2.4). De laveste konsentrasjonene ble målt tidlig i juni ( $120 - 130 \mu\text{g l}^{-1}$ ),

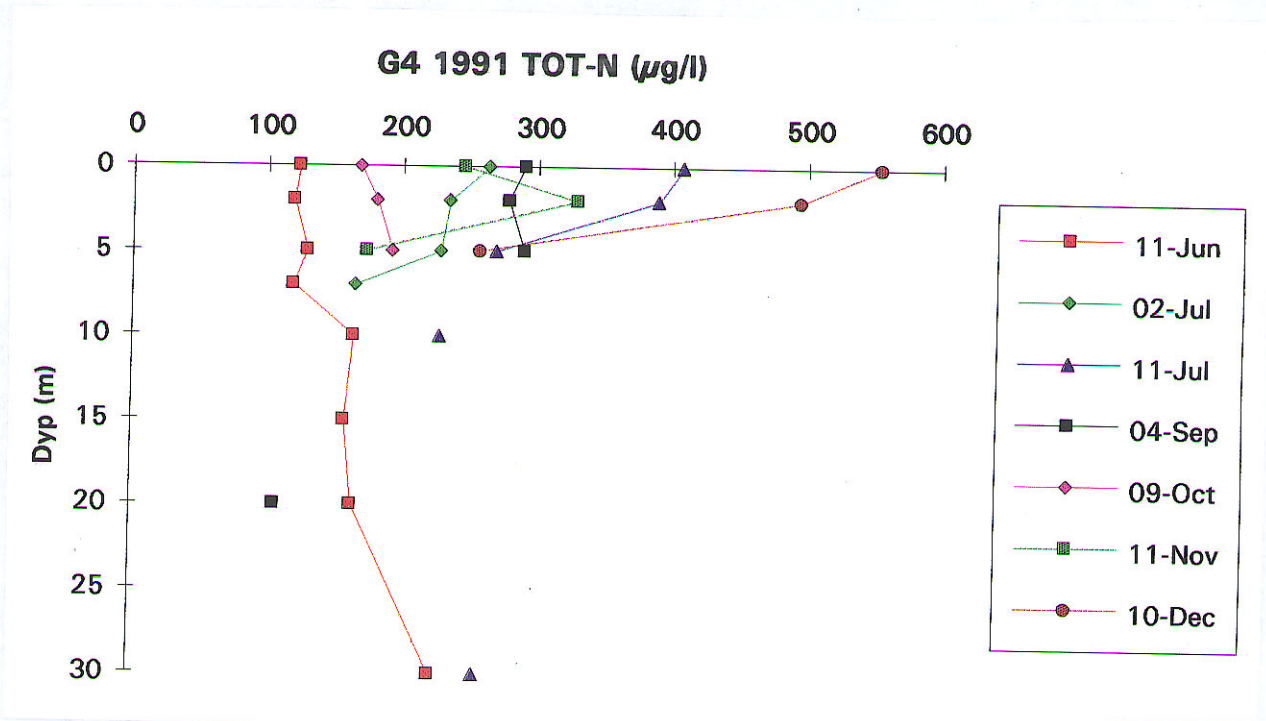
mens høyeste registrering ( $554 \mu\text{g l}^{-1}$ ) ble gjort i desember. Dypere enn 5 meter var variasjonene i totalt nitrogen adskillig mindre.



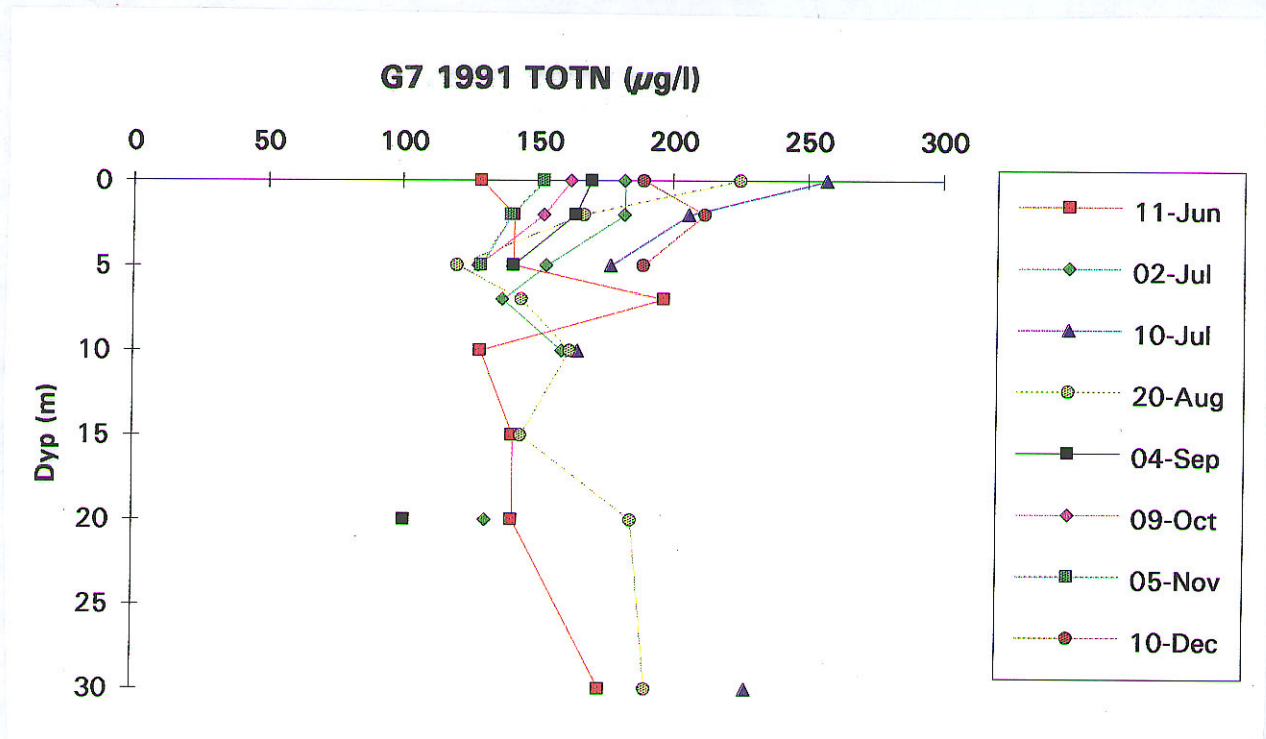
**Figur 2.2.** Isoplethdiagram over nitratkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  for 1991 i indre del av Glomfjord (stasjon G4). Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.3.** Isoplethdiagram over nitratkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  for 1991 i ytre del av Glomfjord (stasjon G7). Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



Figur 2.4. Vertikal fordeling av totalt nitrogen ( $\mu\text{g/l}$ ) i 1991 på stasjon G4.



Figur 2.5. Vertikal fordeling av totalt nitrogen ( $\mu\text{g/l}$ ) i 1991 på stasjon G7.

I ytre del av Glomfjord var den totale nitrogenmengden mye mer stabil i måleperioden (figur 2.5), og verdiene i overflatelaget var gjennomgående lavere enn i indre del av fjorden. Høyeste målte verdi var ca.  $257 \mu\text{g l}^{-1}$  som ble målt 10. juli på 0,5 meters dyp. Den samme datoen ble det målt  $407 \mu\text{g}$  totalt nitrogen  $\text{l}^{-1}$  på tilsvarende dyp i indre Glomfjord.

## Nitrogen i 1992

I 1992 var prøvetakingen hyppigere enn året før (jfr. tabell 2.1), slik at det ble enklere å følge næringssaltutviklingen gjennom sesongen. Innsamlingshyppigheten om våren var likevel for liten til at tidspunktet for våroppblomstringen kunne fastsettes nøyaktig.

### Før driftsstans hos Hydro Glomfjord

Fra januar og frem til midten av april var mengden **nitrat** i indre Glomfjord (stasjon G4) relativt stabil i det øverste vannlaget (figur 2.6), og dette betyr at ingen algeblomstringer hadde forbrukt dette næringssaltet i denne perioden. Midt i mai var imidlertid nitratmengden i de øverste 5 metrene betydelig redusert, og i juni var det ubetydelige mengder nitrat igjen fra overflaten og ned til 20 meters dyp. Dette betyr at det må ha vært en algeblomstring i perioden midten av april til midten av mai.

Målingene fra tidlig i juli viste at vannmassenes øverste 5 meter igjen var tilført betydelige mengder nitrat.

Forløpet for nitrat på stasjon G7 (figur 2.7) i denne perioden lignet utviklingen i indre Glomfjord, men med ett unntak. De høye nitratkonsentrasjonene som ble målt på stasjon G4 tidlig i juli, kunne ikke spores i den ytre delen av Glomfjord.

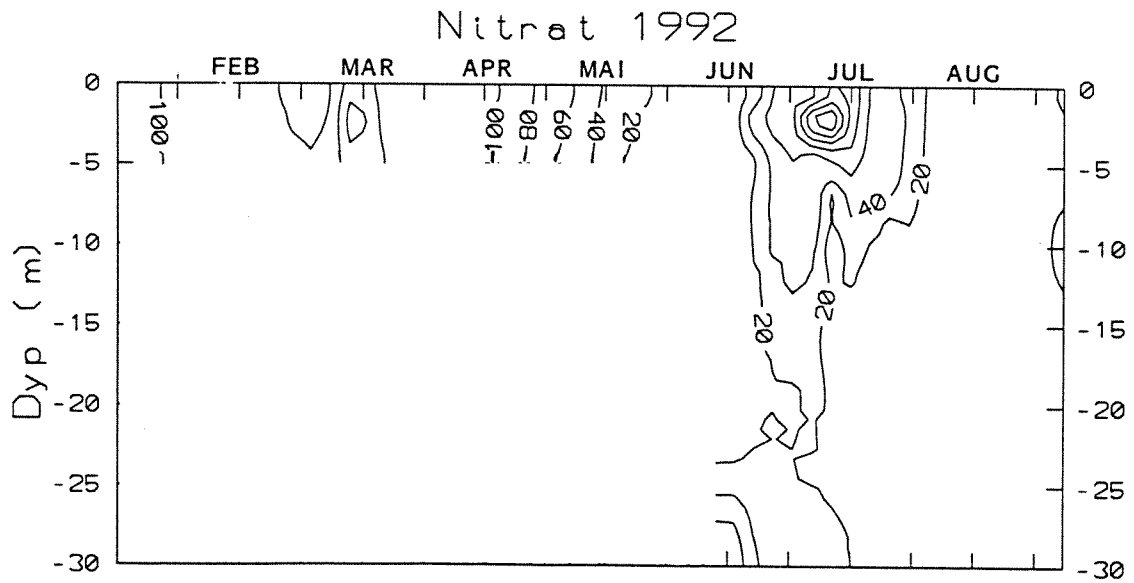
**Ammoniumverdiene** under overflatelaget i indre og ytre Glomfjord lå på et relativt lavt nivå hele sesongen frem til driftsstansen i slutten av juli (jfr. vedleggstabell 2.1). I det øverste vannlaget i den indre del av fjorden (stasjon G4) var det imidlertid store variasjoner, noe som sannsynligvis henger sammen med varierende påvirkning fra utslippet ved Hydro Glomfjord. Selv om datagrunnlaget fra stasjon G7 i ytre Glomfjord er noe spinkelt fra denne tidsperioden, kan det med rimelig sikkerhet konstateres at konsentrasjonene av ammonium i det øverste vannsjiktet var betydelig lavere enn på stasjon G4.

Ved å sammenligne figur 2.8 og 2.9, kan en se forskjellen i konsentrasjoner av totalt nitrogen i indre (stasjon G4) og ytre del (stasjon G7) av Glomfjord. På begge stasjonene ble mengden totalt nitrogen redusert utover våren, men reduksjonen var mye sterkere på stasjon G7 enn på G4. Sommermålingene viste høyere verdier for totalt nitrogen i indre enn i ytre del av Glomfjord.

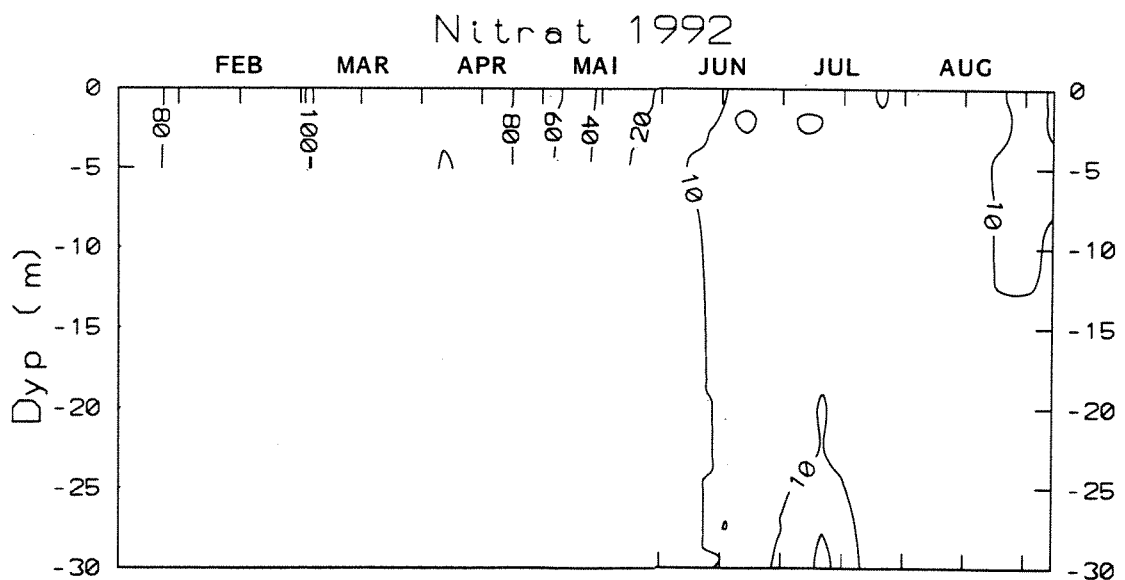
### Driftsstansperioden 20. juli - 23. august

Målinger midt under driftsstansen viste at de nitrogenholdige næringssaltene forsvant i hele den øverste delen av vannsøylen i indre Glomfjord (stasjon G4). Nitratverdiene ble betydelig reduserte spesielt nær overflaten slik at hele vannsøylen ned til 15-20 meter var homogen med hensyn på nitrat. Den samme utviklingen kunne sees for ammonium. Også mengden totalt nitrogen, særlig i de øverste metrene, ble redusert i denne perioden. De nitrogenverdiene som ble funnet i denne perioden, kan sannsynligvis sees på som de "naturlige" hvis utslippene fra Hydro Glomfjord ikke hadde eksistert.

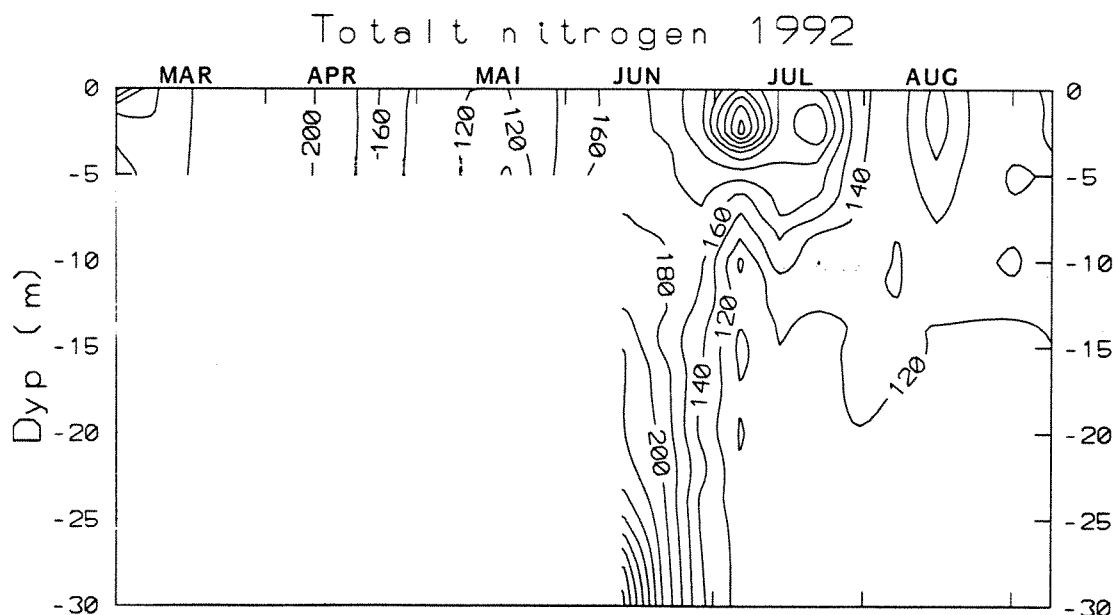
For ytre del av Glomfjord (stasjon G7) var utviklingen den samme, men på grunn av at nitrogenverdiene var lavere i dette fjordområdet før driftsstansen, ble ikke endringene her så store som i indre Glomfjord.



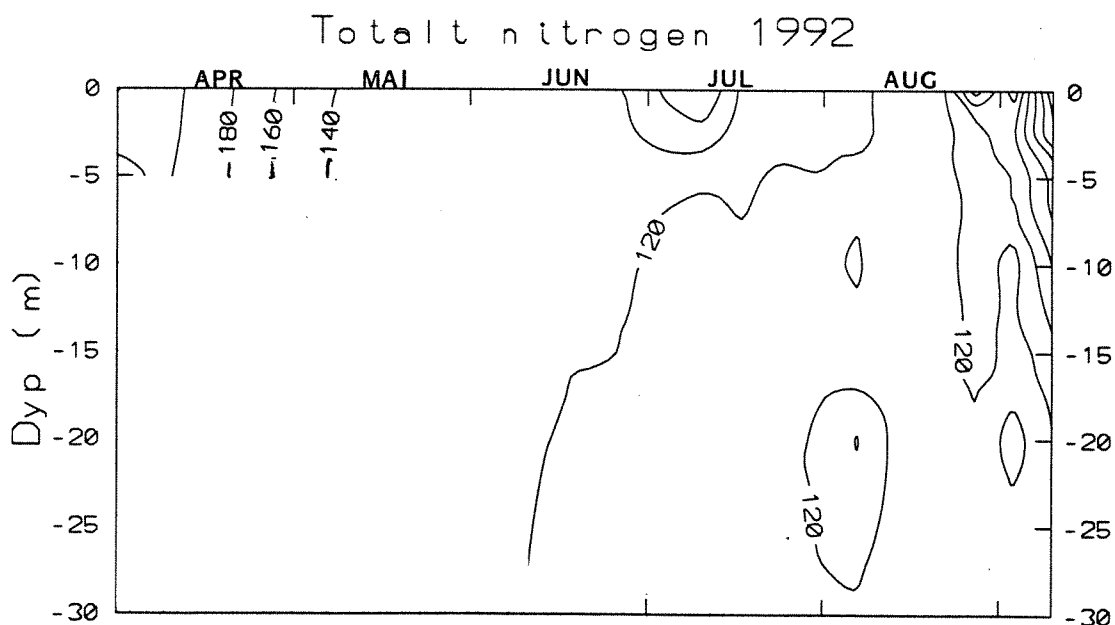
**Figur 2.6.** Isopletdiagram over nitratkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G4. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.7.** Isopletdiagram over nitratkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G7. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.8.** Isopletdiagram over konsentrasjonen av totalt nitrogen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G4. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.9.** Isopletdiagram over konsentrasjonen av totalt nitrogen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G7. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

## **Etter driftsstans hos Hydro Glomfjord**

Målingene fra slutten av august og begynnelsen av september viste at både nitrat og ammonium igjen begynte å komme inn, spesielt i de øverste metrene av vannsøylen. Det vil si at mengdene av nitrogenholdige næringssalter igjen økte, og situasjonen ble mer lik den som var i vannmassene før driftsstansen.

## **FOSFOR I 1991**

Fosfatmålingene fra mars og april viste høye konsentrasjoner tilsvarende forventede vinterverdier i de øverste 5 metrene i indre Glomfjord (stasjon G4) (figur 2.10). Midt i mai var fosfatmengden redusert i hele den eufotiske delen av vannsøylen, og dette sammen med reduksjonene i nitrat (jfr. nitrogen 1991) er et tydelig bevis på at våroppblomstringen var over på dette tidspunktet. Fosfatverdiene forble lave i den eufotiske sonen gjennom hele vekstsesongen. I begynnelsen av november var fosfatkonsentrasjonene i det øverste vannlaget igjen kommet opp mot vinterverdier. Høye konsentrasjoner i overflatevannet på denne årstiden skyldtes for det første at det hadde foregått en omrøring av vannmassene, slik at fosfatholdig dypvann var brakt til overflaten, og at det ikke lenger var alger i vannmassene som forbrukte fosfatet.

I den ytre delen av Glomfjord (stasjon G7) var fosfatet forbrukt allerede tidlig i april (figur 2.11) (tilsvarende resultat for nitrat). Våroppblomstringen synes dermed å ha startet først i den ytre delen av Glomfjord. Fosfatkonsentrasjonene forble på samme lave nivå som i indre Glomfjord gjennom hele vekstsesongen. Oppbyggingen av fosfat kom noe senere i denne delen av fjorden, slik at normale vinterverdier i overflatelaget først ble funnet tidlig i desember.

Mengden totalt fosfor varierte ganske mye, spesielt i de øverste 5 metrene i indre Glomfjord (figur 2.12), mens mengden var adskillig mer stabil i ytre Glomfjord (figur 2.13). Vertikalfordelingen fulgte stort sett det samme mønstret på de to stasjonene, men konsentrasjonene var høyest i indre Glomfjord.

## **Fosfor i 1992**

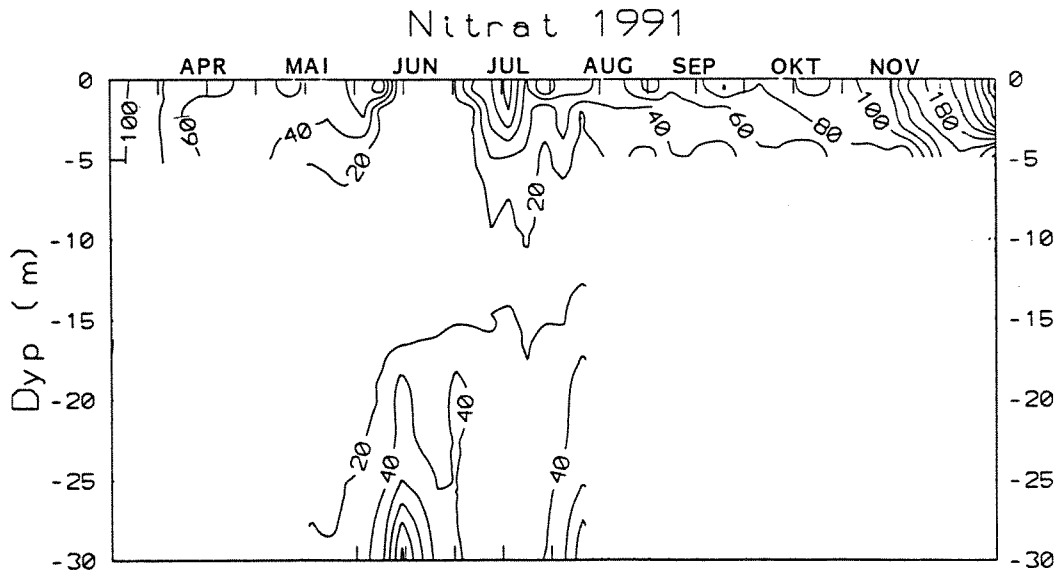
### **Før driftsstans hos Hydro Glomfjord**

I indre Glomfjord (stasjon G4) holdt fosfatkonsentrasjonene seg høye fra januar og frem til midten av april (figur 2.14). En liten nedgang ble registrert tidlig i mars, men i begynnelsen av april var fosfatmengden igjen høy. Muligens skyldtes den registrerte nedgangen i mars en begynnende våroppblomstring som av en eller annen grunn ble avbrutt. I slutten av mai var mesteparten av fosfatet i det øverste vannlaget forbrukt (tilsvarende for nitrat), og antagelsen om at våroppblomstringen hadde funnet sted en gang mellom midten av april og midten av mai, syntes dermed sannsynlig.

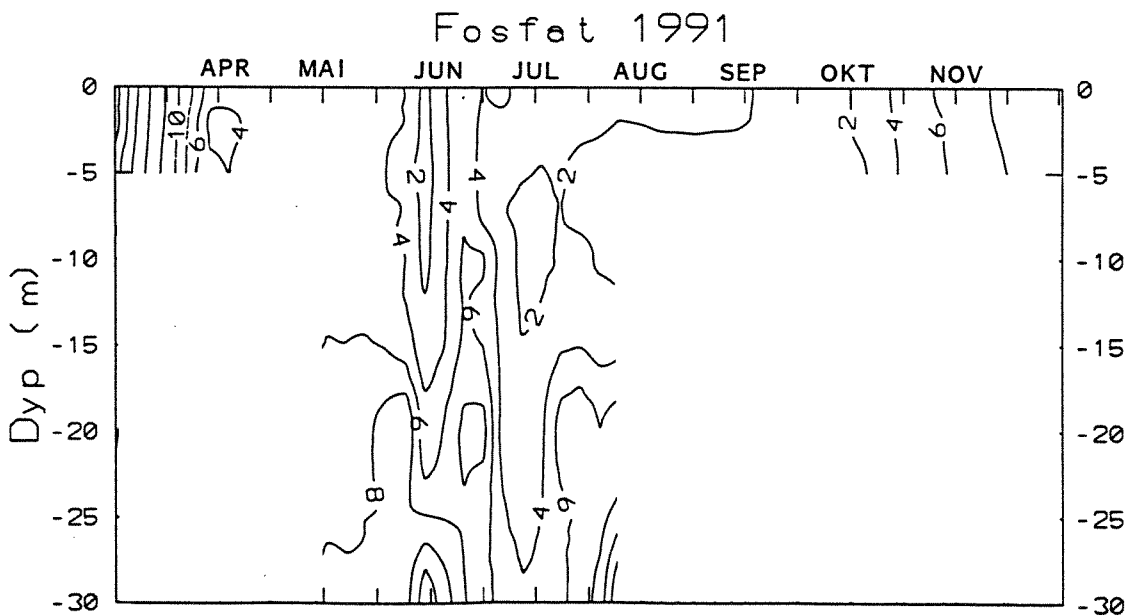
Fra midten av mai og frem til driftsstansen i slutten av juli forble fosfatkonsentrasjonene lave, men forhøyede verdier ble av og til funnet i de øverste metrene.

Utviklingen for fosfat i ytre Glomfjord (stasjon G7) (figur 2.15) fulgte i denne perioden i store trekk de samme linjer som indre Glomfjord. De forhøyede verdiene i det øverste vannlaget ble imidlertid ikke registrert på stasjon G7, og dessuten var konsentrasjonene noe lavere her enn på stasjon G4.

Den totale fosformengden fulgte stort sett samme utvikling som fosfat både i indre (figur 2.16) og ytre del av Glomfjord (figur 2.17).

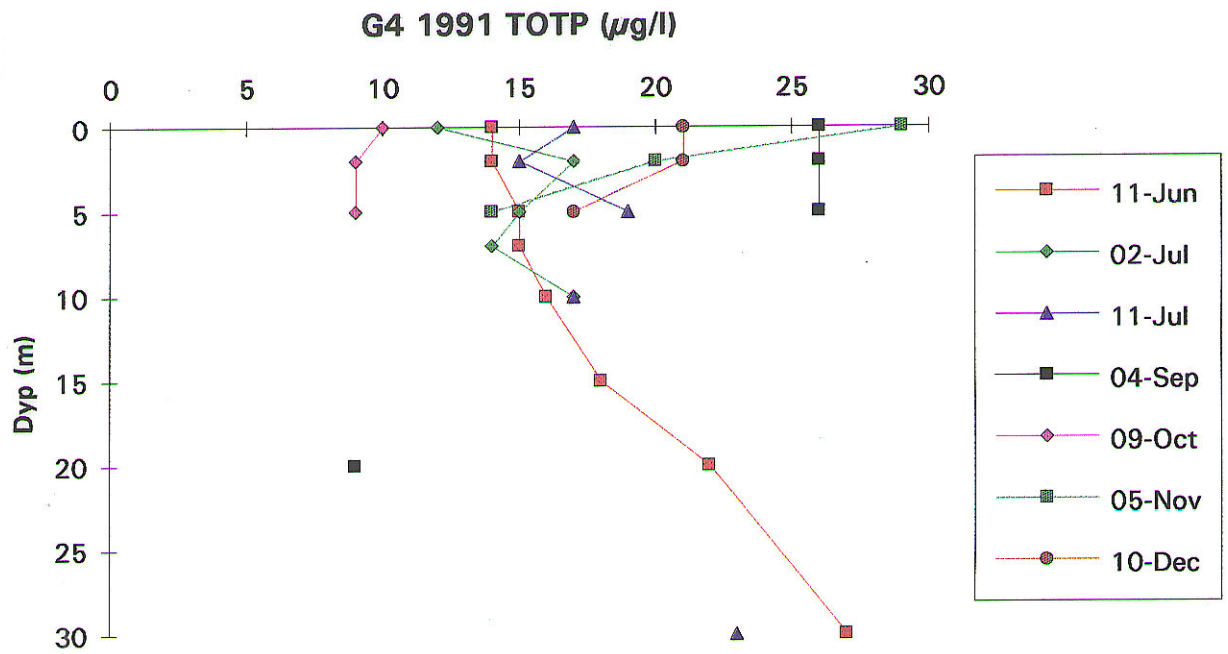


**Figur 2.10.** Isopletdiagram over fosfatkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1991 i indre del av Glomfjord (stasjon G4). Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

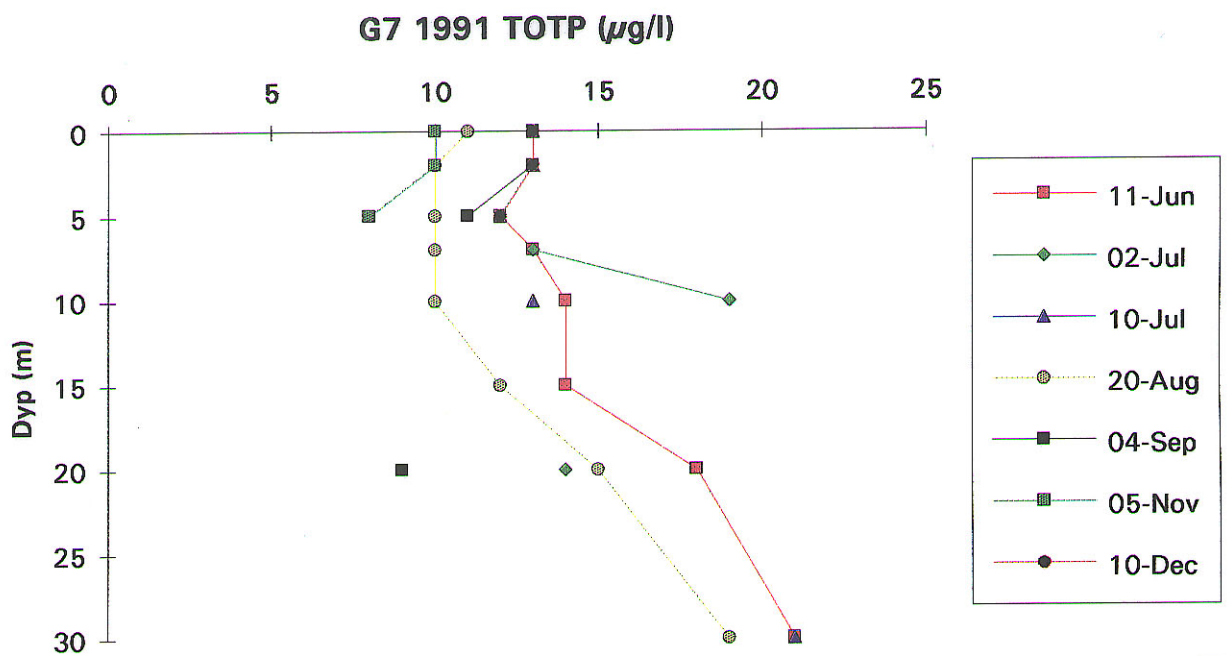


**Figur 2.11.** Isopletdiagram over fosfatkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1991 i ytre del av Glomfjord (stasjon G7). Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

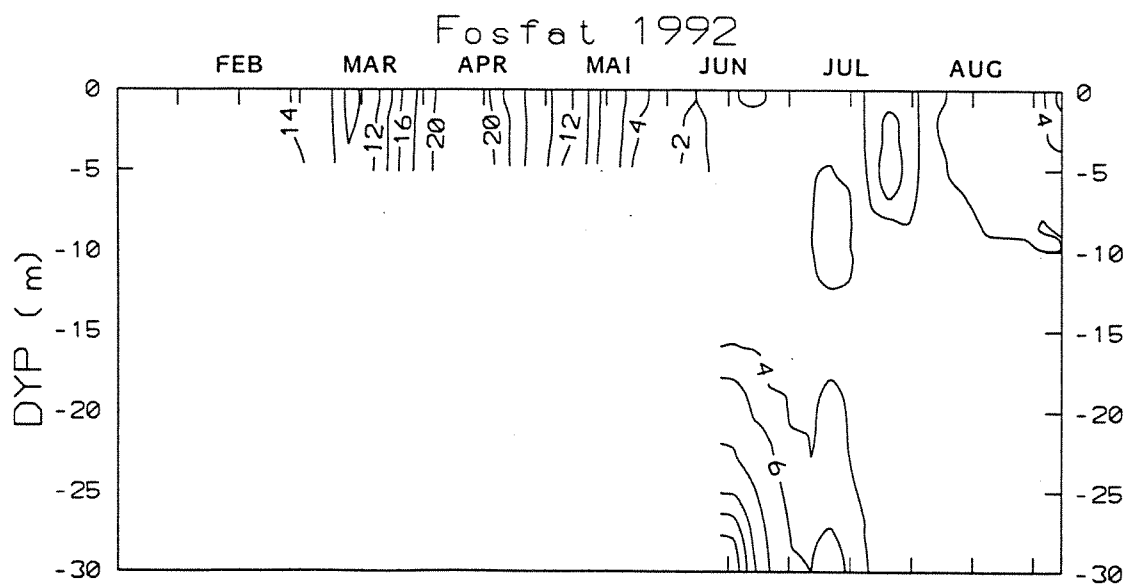




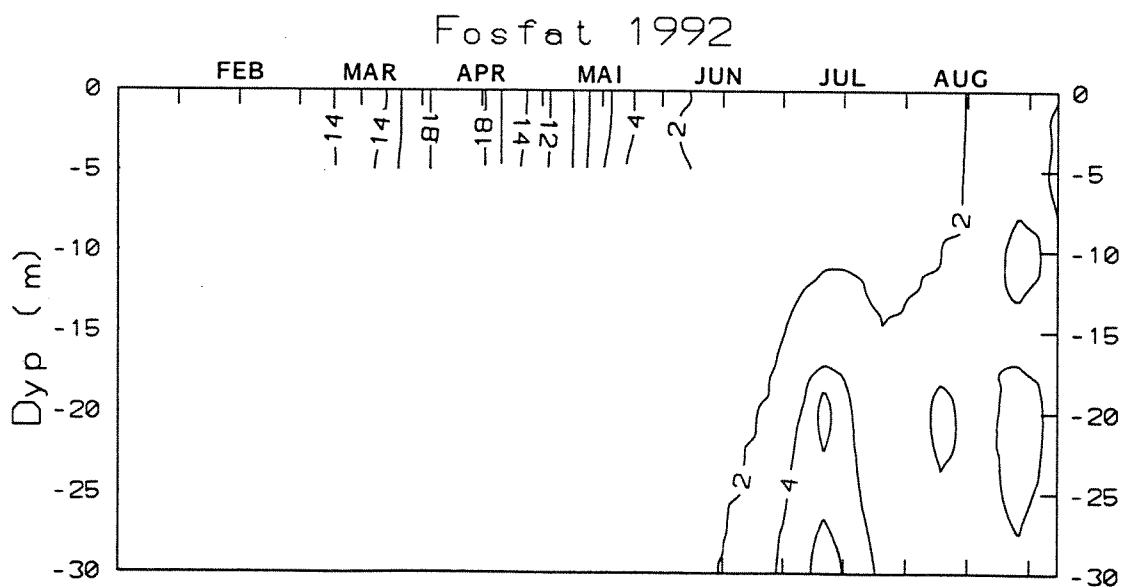
Figur 2.12. Vertikal fordeling av totalt fosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) i 1991 på stasjon G4.



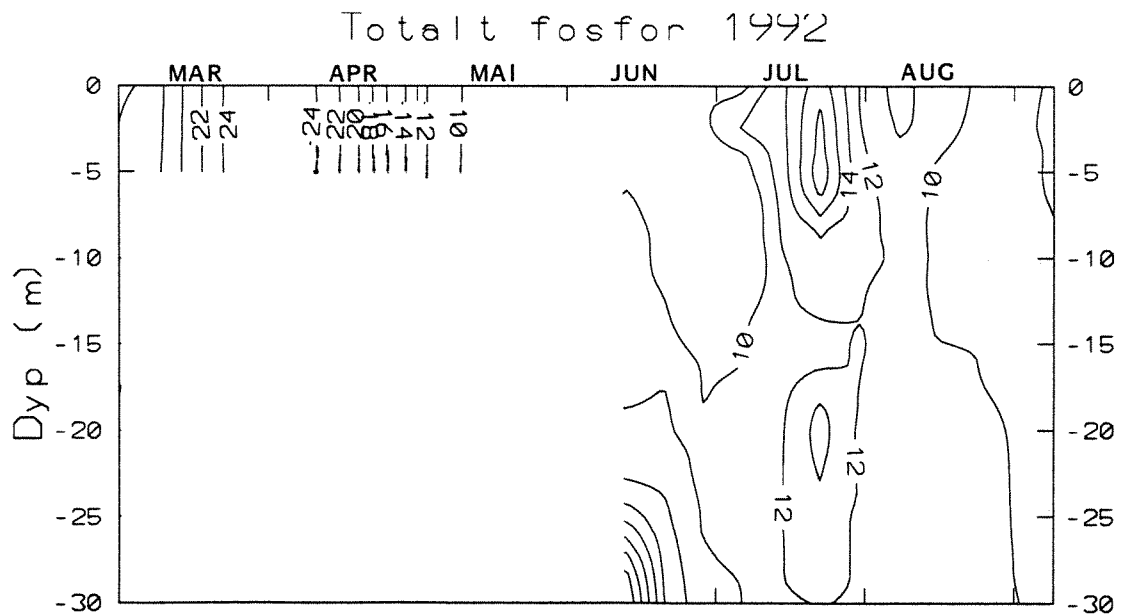
Figur 2.13. Vertikal fordeling av totalt fosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) i 1991 på stasjon G7.



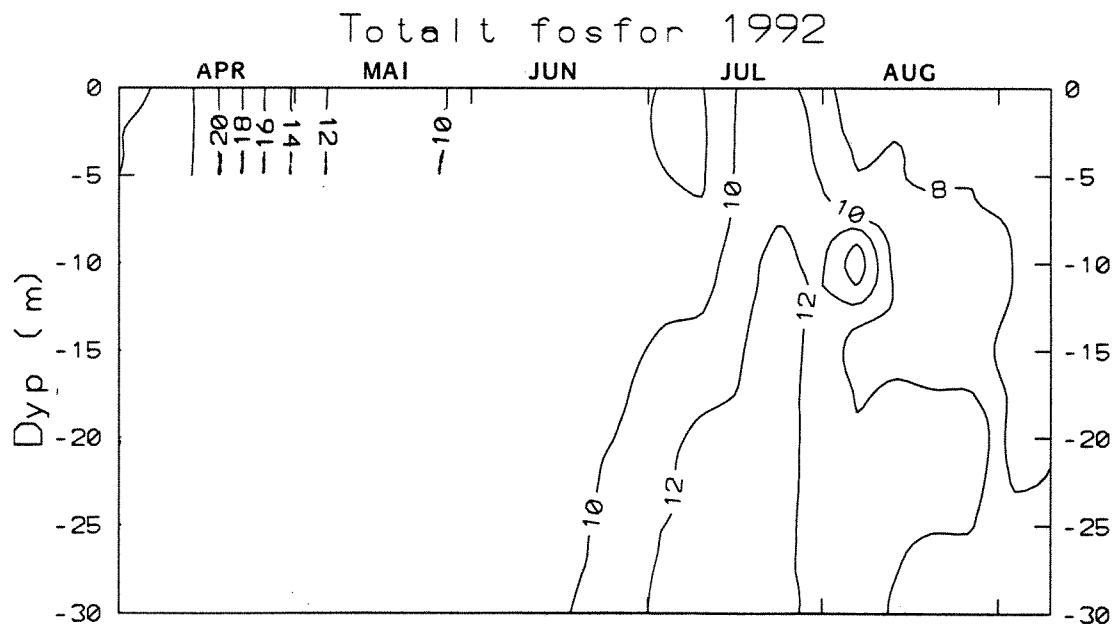
**Figur 2.14.** Isopletdiagram over fosfatkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G4. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.15.** Isopletdiagram over fosfatkonsentrasjonen angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G7. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.16.** Isopletdiagram over konsentrasjonen av totalt fosfor angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G4. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.17.** Isopletdiagram over konsentrasjonen av totalt fosfor angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G7. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

## **Driftsstansperioden 20. juli - 23. august**

Driftsstansen førte til at både konsentrasjonene av fosfat og totalt fosfor ble redusert i denne perioden i indre Glomfjord. I det ytre fjordområdet førte driftsstansen til relativt liten endring i konsentrasjonene av disse parametrene. Allerede før utslippene fra Hydro Glomfjord ble stanset, var både fosfat- og totalt fosforkonsentrasjonene lave.

## **Etter driftsstans hos Hydro Glomfjord**

På stasjon G4 (indre Glomfjord) begynte fosfat- og totalt fosforverdiene å øke etter at driftsstansen var over, mens det 14 dager etter oppstart ved Hydro Glomfjord ennå ikke kunne registreres økninger i disse parametrene på stasjon G7 (ytre Glomfjord). **(her må vi vise til figurer når de foreligger)**

## **2.3.2. Biomasse**

### **Klorofyll *a* i 1991**

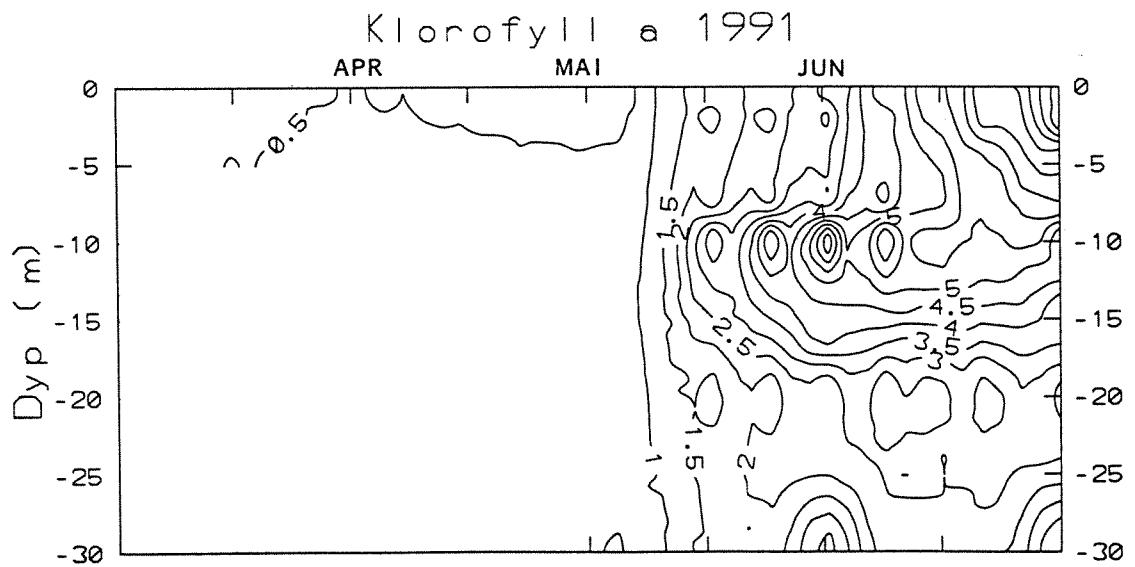
Mengden av klorofyll *a* er brukt som et mål for algenes biomasse. Utviklingen av algebiomasse i indre (stasjon G4) og ytre Glomfjord (stasjon G7) er fremstilt i figurene 2.18 og 2.19. Ut fra figurene kan det se ut som om den tradisjonelle vårblomstringen ikke forekom i Glomfjord dette året. Ut fra næringssaltanalysene kan man imidlertid trekke den konklusjon at våroppblomstringen sannsynligvis fant sted omkring månedskiftet mars - april. Innsamlingshyppigheten om våren var imidlertid for lav til at biomassetoppen ble fanget opp. I ytre del av Glomfjord var det for de øverste fem metrene en liten økning i klorofyll *a*-mengden tidlig i april, og dette kan en med stor sikkerhet si er restene etter våroppblomstringen.

I midten av mai var algebiomassen i indre Glomfjord fremdeles relativt lav i hele vannsøylen ned til 30 meter, mens det i ytre del av Glomfjord var en biomassetopp på over  $3 \mu\text{g klf.}a \text{ l}^{-1}$  på 20 meters dyp.

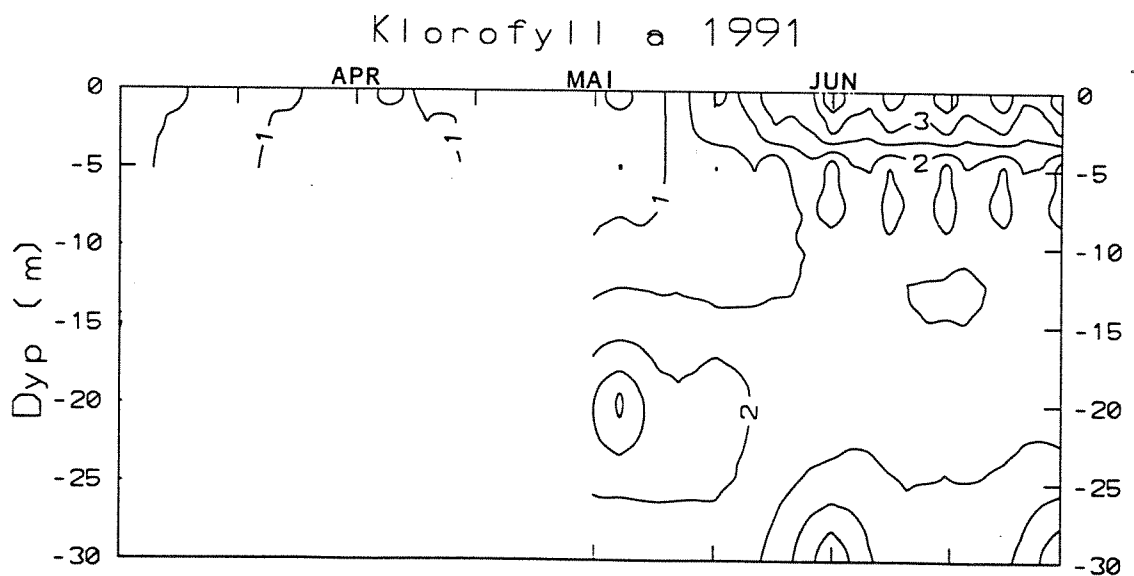
Ved neste innsamling 11. - 14. juni var det en kraftig økning i algebiomassen i hele fjordområdet. På stasjon G4 (indre Glomfjord) var klorofyll *a*-mengden over  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  fra overflaten og ned til 20 meter, med ett maksimum på  $7,21 \mu\text{g klf.}a \text{ l}^{-1}$  på 10 meters dyp (figur 2.20). Dypt klorofyll *a*-maksimum ble også funnet innerst i Glomfjord (stasjon G2). På stasjon G7 (ytre Glomfjord) ble den høyeste algebiomassen målt i de øverste 2 metrene, mens det på de andre stasjonene i ytre Glomfjord (stasjon G6 og G8) var en lavere og mer jevnt fordelt algebiomasse nedover i vannsøylen.

En måned senere var biomasseprofilen på stasjon G7 omtrent den samme, mens algemengden hadde økt innover i Glomfjord (figur 2.21). De høyeste konsentrasjonene var nå å finne i den øverste delen av vannsøylen, og på stasjon G4 hadde biomassekonsentrasjonene økt til 9,39 og  $9,50 \mu\text{g klf.}a \text{ l}^{-1}$  på henholdsvis 0,5 og 2 meter. Dette var de høyeste klorofyll *a*-verdiene som ble målt ved denne undersøkelsen.

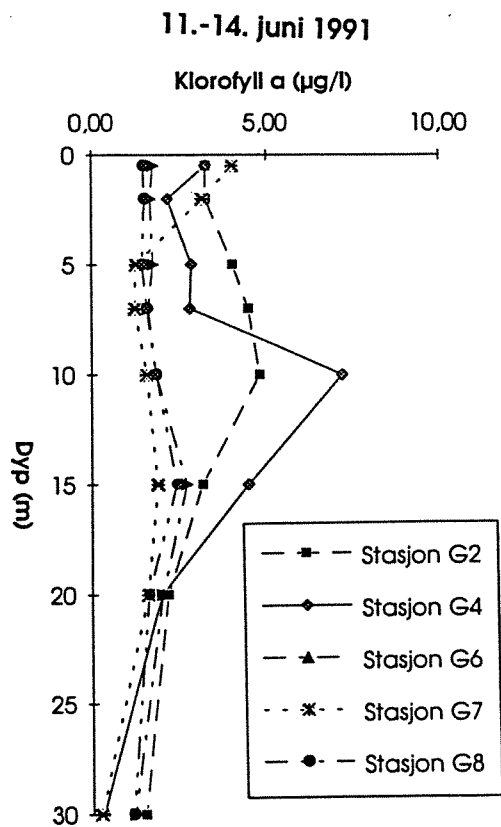
Siste innsamling i 1991 ble foretatt i begynnelsen av desember. Biomasseverdiene var som forventet svært lave ( $\leq 0,15 \mu\text{g klf.}a \text{ l}^{-1}$ ) fordi lite lys om vinteren hindrer algenes vekst.



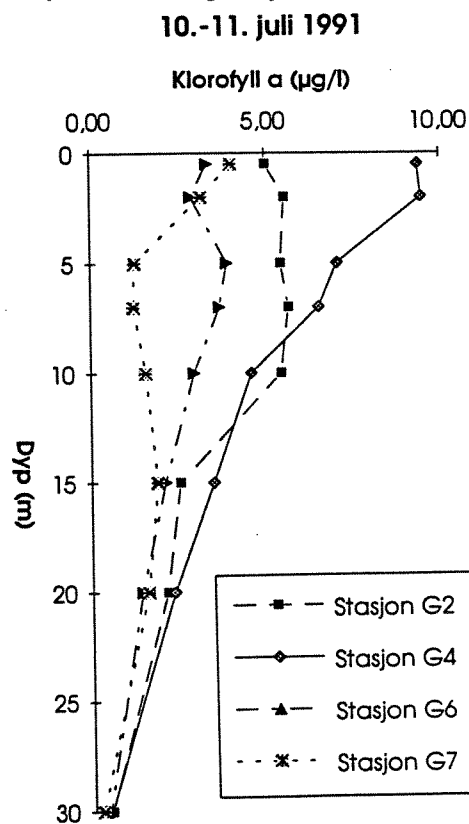
**Figur 2.18.** Isopletdiagram over algebiomasse i form av klorofyll *a* angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1991 i indre del av Glomfjord (stasjon G4). Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.19.** Isopletdiagram over algebiomasse i form av klorofyll *a* angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1991 i ytre del av Glomfjord (stasjon G7). Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.20.** Den vertikale klorofyll *a*-fordelingen i juni 1991. Måleenheten er  $\mu\text{g kl}f..a/l$ .



**Figur 2.21.** Den vertikale klorofyll *a*-fordelingen i juli 1991. Måleenheten er  $\mu\text{g kl}f..a/l$ .

## Klorofyll *a* i 1992

### *Før driftsstans*

Fra 13. januar til 12. mai ble det foretatt 5 innsamlinger for analyse av klorofyll *a*, men med månedlige innsamlinger om våren er sjansen liten for at våroppblomstringen skal registreres under prøvetakingen. Ut fra næringsalldataene kan imidlertid blomstringstidspunktet stipuleres til rundt månedskiftet april - mai.

Ved de månedlige innsamlingene fra januar til midten av juni ble det for hele perioden registrert lave biomassekonsentrasjoner både i indre og ytre Glomfjord (maksimum 0,7-0,8  $\mu\text{g kl.f.}a\ l^{-1}$ ) (figur 2.22 og 2.23). Hvilket betyr at det etter våroppblomstringen ikke skjedde noen ppbygging av algebiomassen i Glomfjord før i slutten av juni.

I begynnelsen av juli lå biomassen hovedsakelig mellom 1 og 2  $\mu\text{g kl.f.}a\ l^{-1}$  i de øverste 20 metrene med en relativt sett jevn fordeling nedover i vannmassene både i indre og ytre del av Glomfjord (figur 2.24). Høyeste klorofyll *a*-konsentrasjon (4,16  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) ble målt på stasjon G2 på 2 meters dyp, og denne registreringen var også den høyeste biomasseverdi som ble målt i 1992.

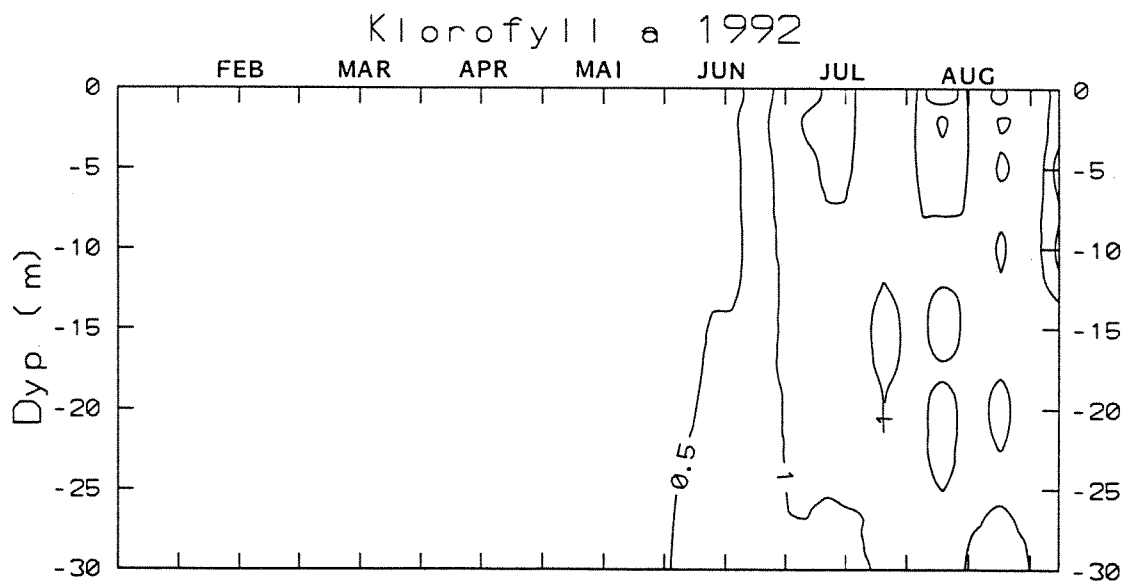
### *Driftsstansperioden 20. juli - 23. august*

Innsamling gjort like etter at driftsstansen var iverksatt, ga relativt lave biomassekonsentrasjoner for hele fjordområdet, men stasjonene i indre Glomfjord hadde litt høyere biomasse enn ytre Glomfjord (figur 2.25). Videre utover i driftsstansperioden holdt biomassen seg stort sett på samme nivå som i begynnelsen av juli (figur 2.26), men likevel med en avtagende tendens i total algebiomasse for fjordområdet.

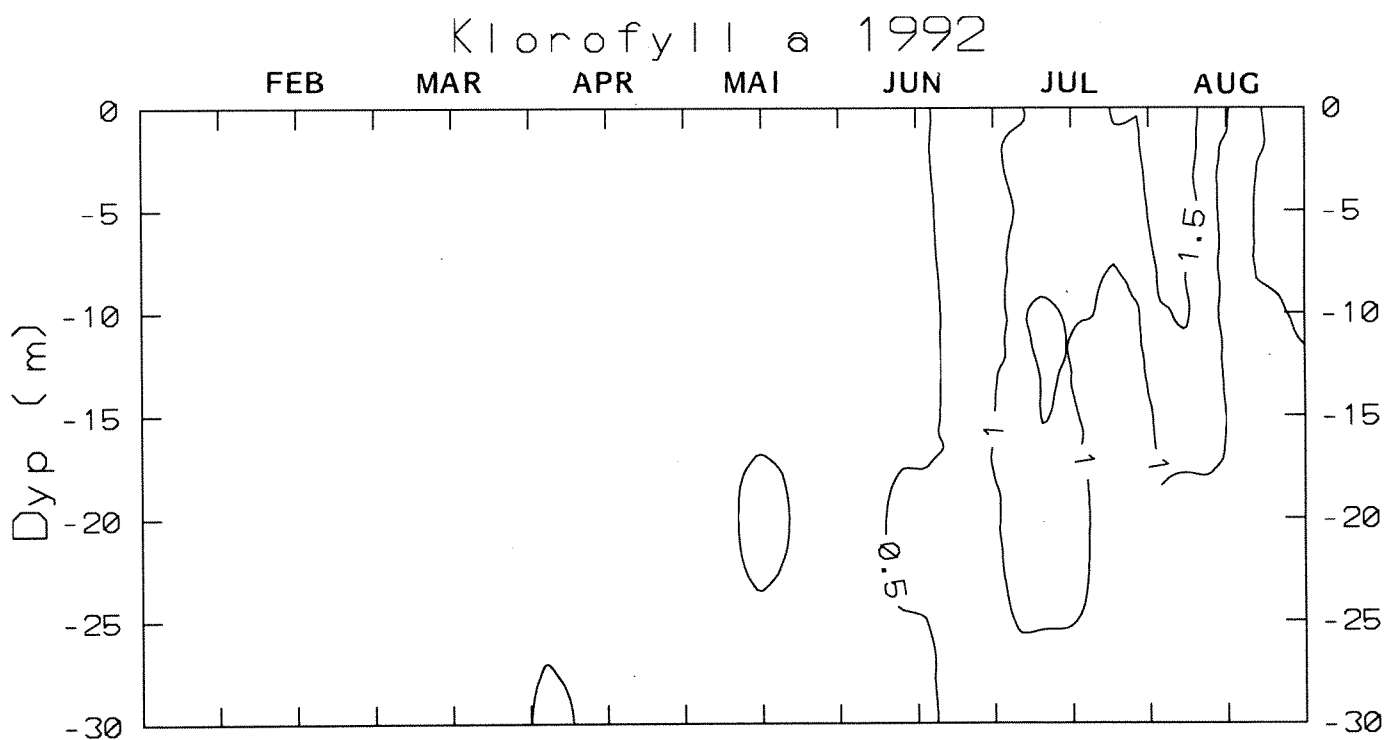
### *Etter driftsstans hos Hydro Glomfjord*

Målinger foretatt 25. august viste at algebiomassen i Glomfjord generelt var lavere enn i juni (figur 2.27). Den vertikale fordelingen av klorofyll *a* var relativt jevn fra overflaten og ned til 20 meter. Forskjellen i biomasse mellom ytre og indre Glomfjord var blitt svært tydelig med markert lavere konsentrasjoner på de ytterste stasjonene (stasjon G7 og G8).

Da siste måling i indre Glomfjord (stasjon G2, G3 og G4) ble foretatt 1. september, hadde algebiomassen igjen begynt å øke med verdier mellom 1,2 og 2,3  $\mu\text{g kl.f.}a\ l^{-1}$  helt ned til 20 meter (jfr. vedleggstabell 2.1).

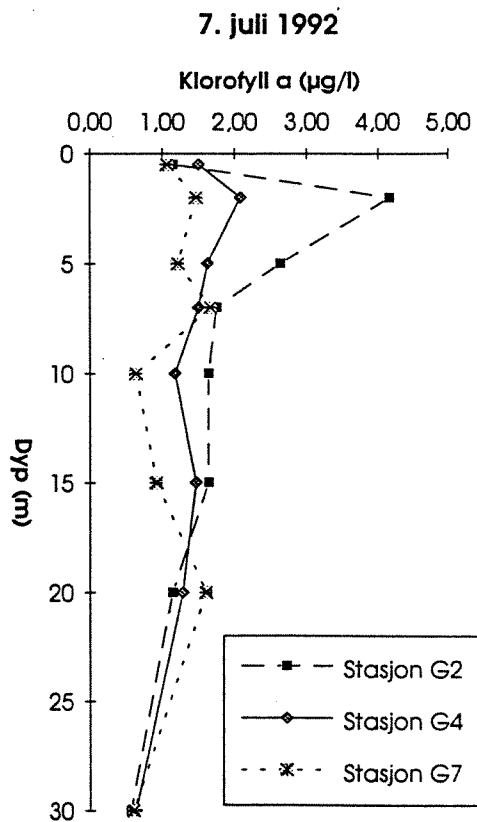


**Figur 2.22.** Isopletdiagram over algebiomasse i form av klorofyll a angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G4. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

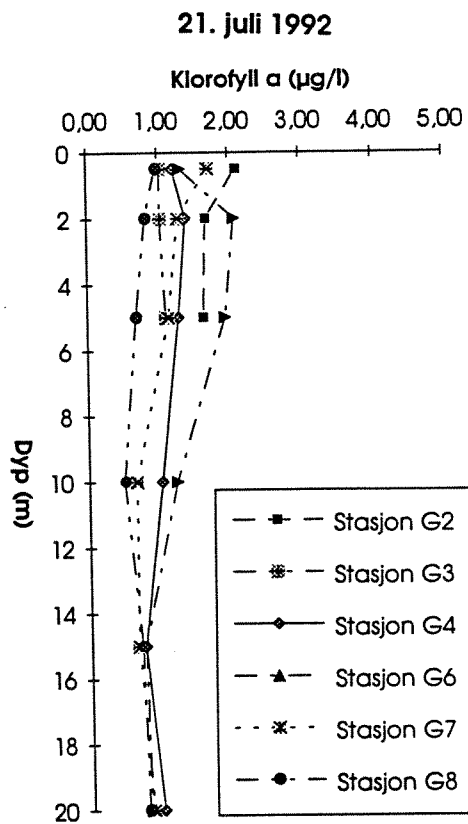


**Figur 2.23.** Isopletdiagram over algebiomasse i form av klorofyll a angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G7. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

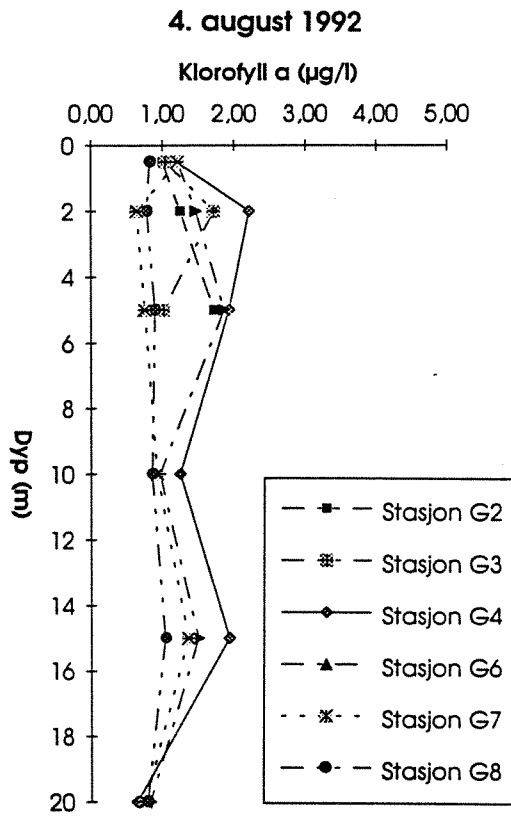




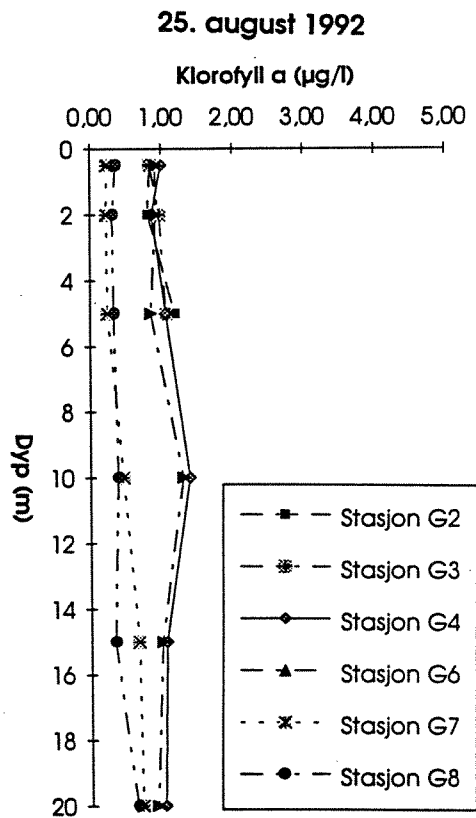
Figur 2.24. Den vertikale klorofyll *a*-fordelingen 7. juli 1992. Måleenheten er  $\mu\text{g klf.}a/l$ .



Figur 2.25. Den vertikale klorofyll *a*-fordelingen 21. juli 1992. Måleenheten er  $\mu\text{g klf.}a/l$ .



Figur 2.26. Den vertikale klorofyll *a*-fordelingen 4. august 1992. Måleenheten er  $\mu\text{g klf.}a/l$ .



Figur 2.27. Den vertikale klorofyll *a*-fordelingen 25. august 1992. Måleenheten er  $\mu\text{g klf.}a/l$ .

## Integrert klorofyll *a*

Algebiomassen pr. flateenhet angitt som integrert klorofyll *a*-mengde fra 0 - 20 meter for 1991 (figur 2.28) og 1992 (figur 2.29) viste at det var betydelig høyere konsentrasjoner av planktoniske alger i Glomfjord i 1991 enn i 1992. I indre del av Glomfjord (stasjon G4) var høyeste målte konsentrasjon 108,9 mg klf.*a* m<sup>-2</sup> i første halvdel av juli 1991, mens tilsvarende verdi i juli 1992 var 29,6 mg klf.*a* m<sup>-2</sup> (tabell 2.3). Høyeste verdi på 36,3 mg klf.*a* m<sup>-2</sup> ble i 1992 funnet i begynnelsen av september.

Hvis algebiomassen pr. flateenhet for ytre del av Glomfjord (stasjon G7) betraktes på samme måte, var bildet det samme som for det indre fjordområdet. Algebiomassen var totalt sett lavere i 1992 enn i 1991. Høyeste beregnede integrerte klorofyll *a*-mengde på 38,2 mg m<sup>-2</sup> ble i 1991 funnet i juni - juli, mens maksimumsverdien for 1992 var 33,6 mg m<sup>-2</sup> tidlig i august.

En sammenligning av biomassen i indre og ytre Glomfjord viste at den totale algemengden tidlig på året var høyest på den ytre stasjonen. Om sommeren når næringssaltkonsentrasjonene generelt er lave i vannmassene, hadde indre Glomfjord adskillig høyere algebiomasse enn det ytre fjordområdet. Dette var spesielt tydelig i 1991.

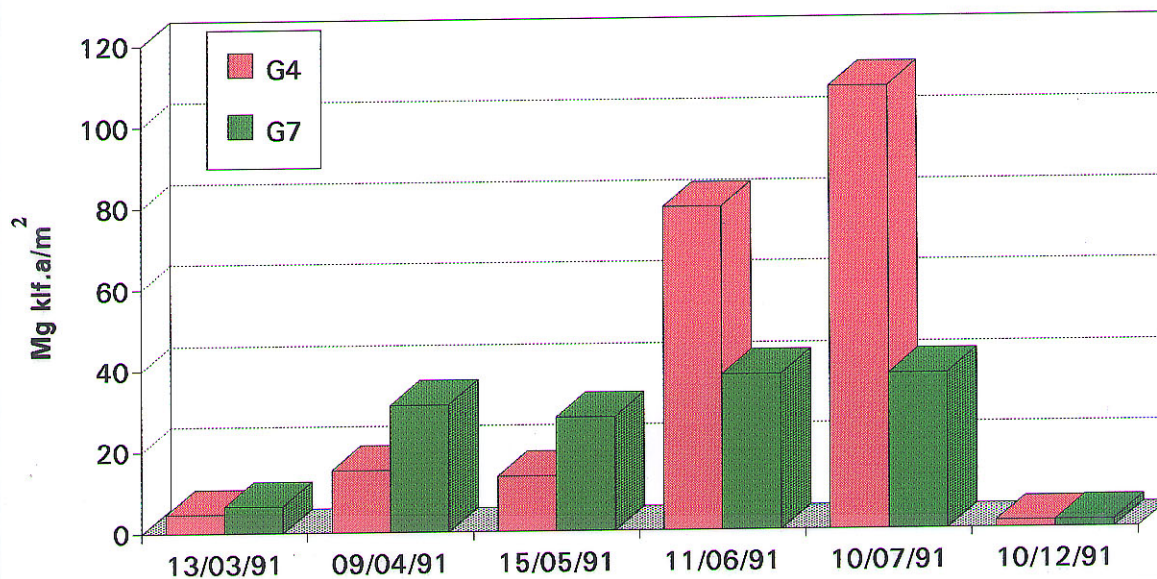
For 1992 viste de integrerte biomasseverdiene samme trend som året før. Under driftsstansperioden skjedde ingen store endringer i den totale biomassen i indre Glomfjord, men i det ytre fjordområdet ble algebiomassen sterkt redusert. Det vil si at det for fjordområdet totalt var en nedgang i algemengden under driftsstansen. Etter at utslippene fra Hydro Glomfjord kom igang, økte mengden alger igjen i indre Glomfjord.

**Tabell 2.3.** Integrerte klorofyll *a*-verdier (0 - 20 m) gitt i mg m<sup>-2</sup> for 1991 og 1992.

Innsamlingsdatoer under driftsstansperioden i 1992 er merket med \*.

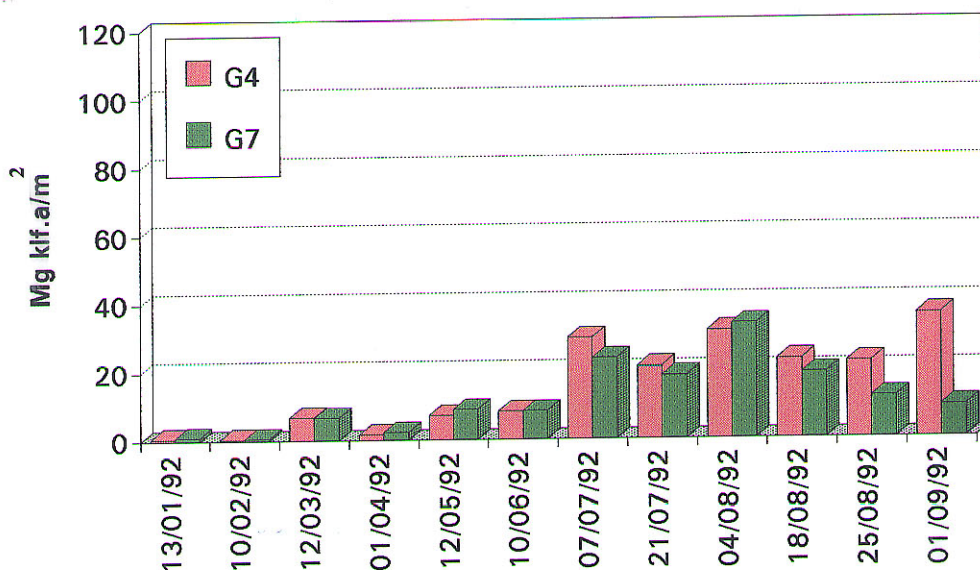
Dato	Integrert klf. <i>a</i> (mg m <sup>-2</sup> ) G4	Integrert klf. <i>a</i> (mg m <sup>-2</sup> ) G7
13.03.91	4,7	6,6
09.04.91	15,3	31,2
15.05.91	13,6	27,9
11.06.91	79,5	38,2
10.07.91	108,9	38,2
10.12.91	1,7	1,8
13.01.92	0,7	0,9
10.02.92	0,5	0,6
12.03.92	6,7	6,6
01.04.92	1,7	2,2
12.05.92	7,2	8,8
10.06.92	8,3	8,3
07.07.92	29,6	23,7
21.07.92	21,3	18,5
01.08.92*		33,6
04.08.92*	31,6	19,2
18.08.92*	23,2	12,0
25.08.92	22,4	9,3
01.09.92	36,3	

### Integrert klorofyll a, 0-20 m, 1991



Figur 2.28. Integrert klorofyll *a*-mengde fra 0 - 20 m i 1991. Måleenheten er mg klf.a/m<sup>2</sup>.

### Integrert klorofyll a, 0-20 m, 1992



Figur 2.29. Integrert klorofyll *a*-mengde fra 0 - 20 m i 1992. Måleenheten er mg klf.a/m<sup>2</sup>.

## Totalt karbon

De foreliggende verdier for totalt karbon i 1991 på stasjon G4 og G7 er fremstilt henholdsvis i figur 2.30 og 2.31. På begge stasjonene ble de høyeste verdiene funnet i juni med et snitt på 3,02 mg C l<sup>-1</sup> for de øverste 30 metrene på stasjon G4, mens tilsvarende tall for stasjon G7 var 2,87 mg C l<sup>-1</sup>.

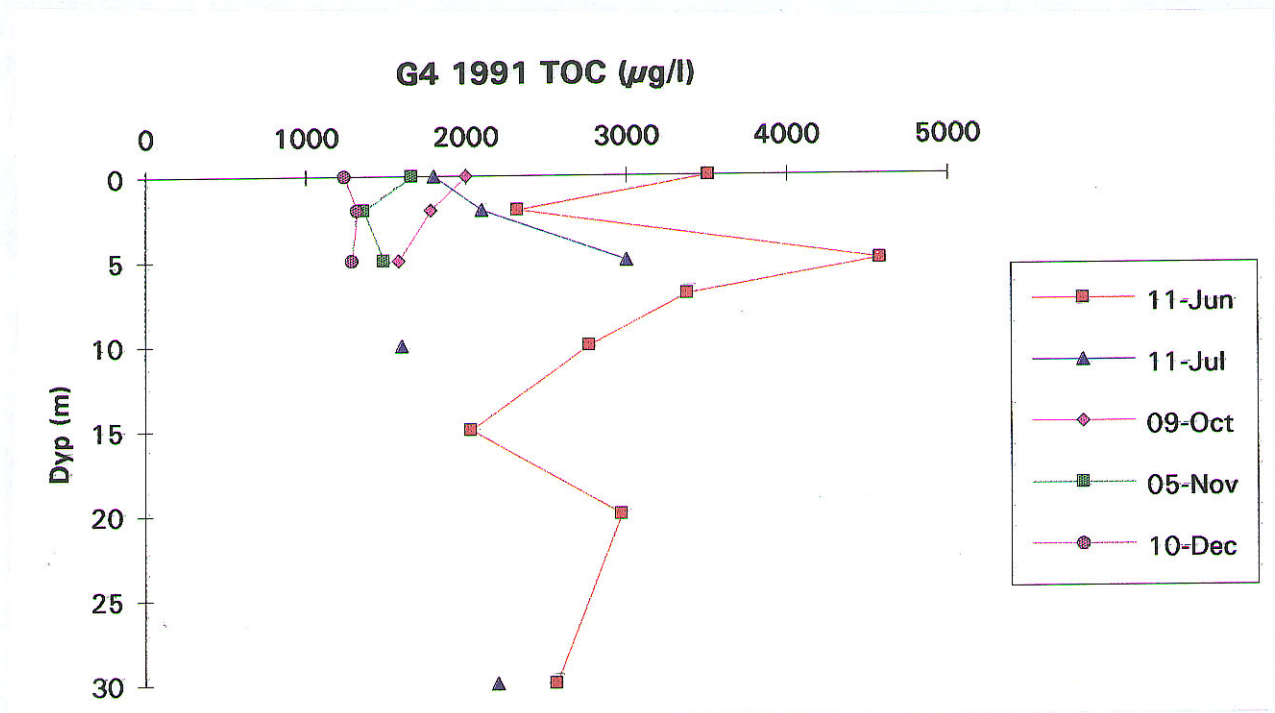
En sammenligning av kurvene for totalt karbon og klorofyll *a* i 1991, viser at disse parametrene ga maksimumsverdier til ulik tid. Heller ikke den vertikale fordeling var sammenfallende. Forklaringen er trolig at totalt karbon innbefatter alt karbonholdig materiale, mens klorofyll *a*-verdiene kun gir et mål for produktiv algebiomasse. Hovedbildet er imidlertid det samme med de høyeste verdiene om sommeren og fallende verdier utover høsten og vinteren.

**Tabell 2.3.** Integrerte klorofyll *a*-verdier (0-20 m) gitt i mg m<sup>-2</sup> for 1991 og 1992. Innsamlingsdatoer under driftsstansperioden i 1992 er merket med \*.

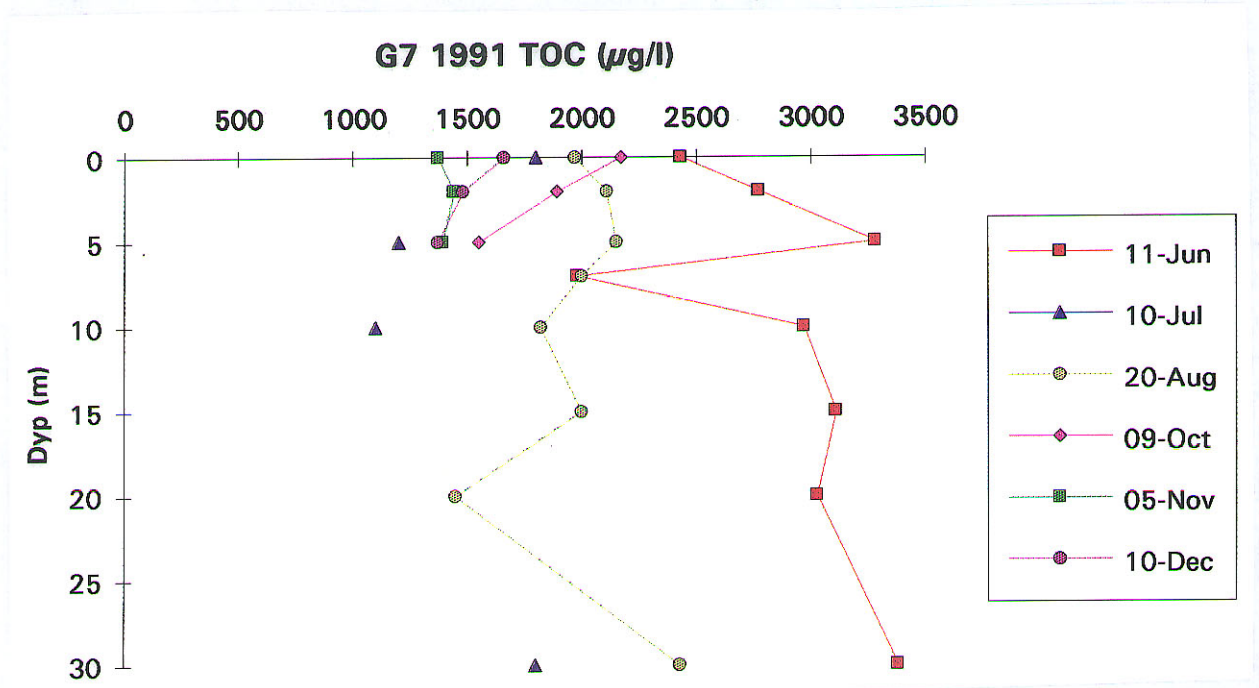
Dato	Integrert klf. <i>a</i> (mg m <sup>-2</sup> ) G4	Integrert klf. <i>a</i> (mg m <sup>-2</sup> ) G7
13.03.91	4,7	6,6
09.04.91	15,3	31,2
15.05.91	13,6	27,9
11.06.91	79,5	38,2
10.07.91	108,9	38,2
10.12.91	1,7	1,8
13.01.92	0,7	0,9
10.02.92	0,5	0,6
12.03.92	6,7	6,6
01.04.92	1,7	2,2
12.05.92	7,2	8,8
10.06.92	8,3	8,3
07.07.92	29,6	23,7
21.07.92	21,3	18,5
01.08.92*		33,6
04.08.92*	31,6	19,2
18.08.92*	23,2	12,0
25.08.92	22,4	9,3
01.09.92	36,3	

I 1992 ble de høyeste verdiene for totalt karbon funnet ved innsamlingen 1. april (figur 2.32 og 2.33) med gjennomsnittsverdier på 4,27 og 3,48 mg C l<sup>-1</sup> på henholdsvis stasjon G4 og G7. Sommerverdiene dette året var mye lavere enn i 1991 (jfr. vedleggstabell 2.1), og dette stemmer godt overens med at algebiomassen vekstsesongen 1992 var betydelig lavere enn året før.

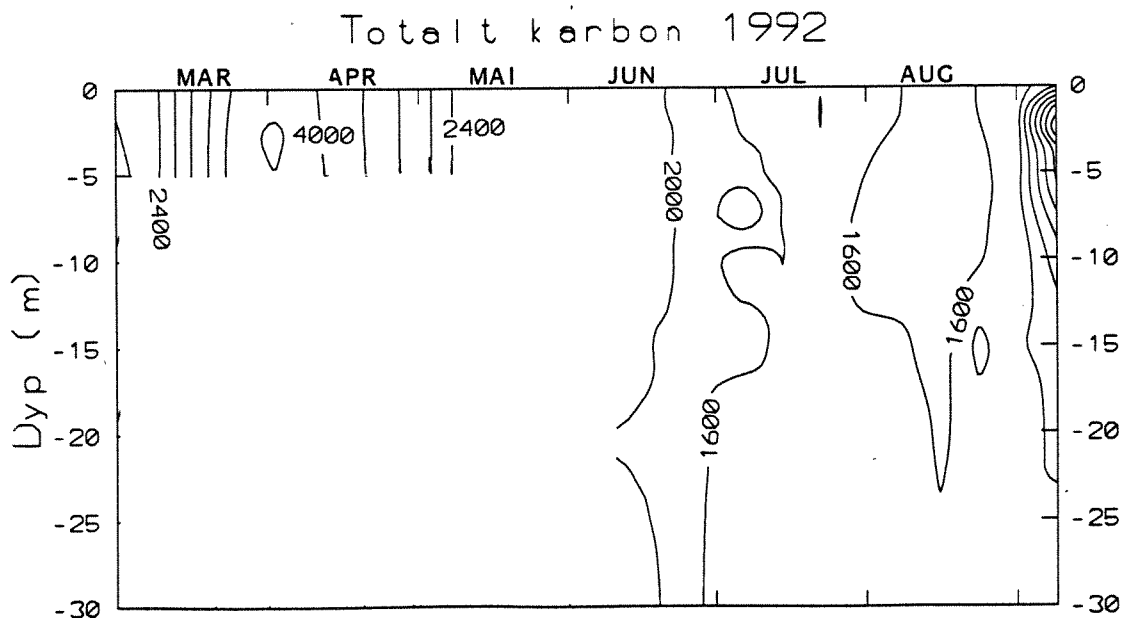




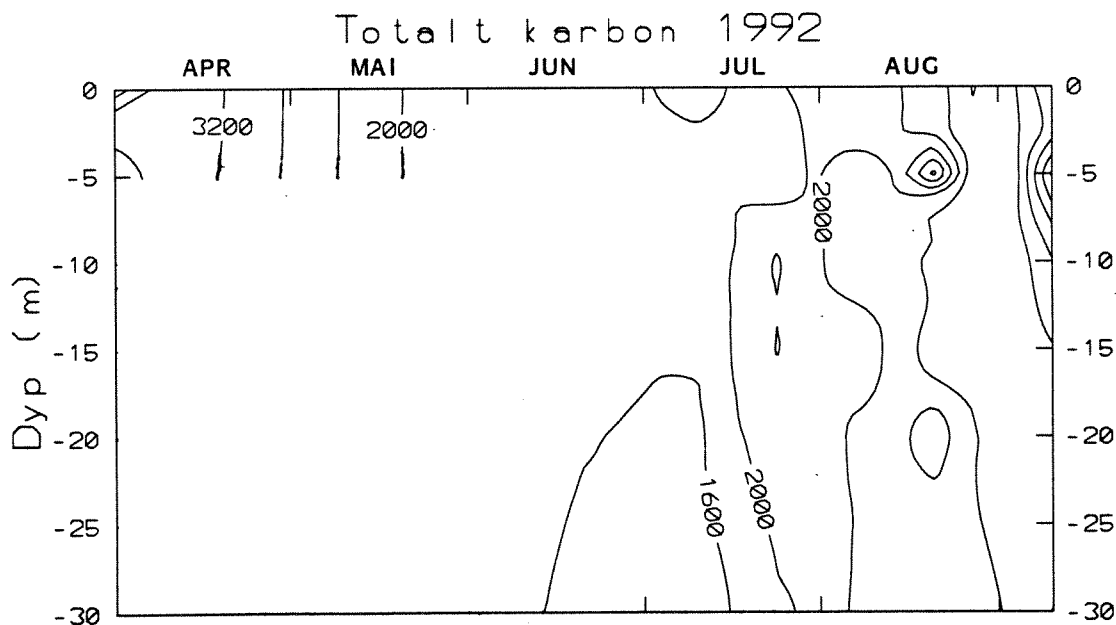
Figur 2.30. Vertikal fordeling av totalt karbon angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1991 i indre del av Glomfjord (stasjon G4).



Figur 2.31. Vertikal fordeling av totalt karbon angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 i ytre del av Glomfjord (stasjon G7).



**Figur 2.32.** Isopletdiagram over totalt karbon angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G4. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.



**Figur 2.33.** Isopletdiagram over totalt karbon angitt i  $\mu\text{g/l}$  i 1992 på stasjon G7. Blanke felt i figuren skyldes manglende data.

### 2.3.3. Algesammensetning

Analyser av artssammensetning og mengde av planteplankton i fjorden gir innsikt i algenes respons på variasjoner i næringstilgang og i hydrografiske og klimatiske forhold.

#### 1991

Fem prøveserier fra stasjonene G4 og G7 fra tidsrommet mars - juni i 1991 ble valgt ut til mikroskopisk analyse.

Første prøveserie var fra midten av mars og inneholdt svært lite alger på alle dyp. Litt kiselalger (diatomeer) med *Chaetoceros* spp. og *Leptocylindrus danicus* som de dominerende arter ble registrert både i indre (stasjon G4) og ytre (stasjon G7) del av Glomfjord (jfr. vedleggstabell 2.3).

I midten av mai hadde ikke mengden diatomeer endret seg vesentlig. Imidlertid forekom Euglenophyceer av typen *Eutreptia/Eutreptiella* med maksimalt ca. 35.000 celler l<sup>-1</sup> i indre del av Glomfjord og ca. 9.000 celler l<sup>-1</sup> i ytre del. På grunn av størrelsen (25 - 60 µm) gir disse et betydelig bidrag til algebiomassen.

Fjorten dager senere (28. - 29. mai) hadde situasjonen helt endret karakter ved at diatomeene hadde blomstret opp. De dominerende artene/slektene var *Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus danicus*, *Pseudonitzschia* cf. *pseudodelicatissima*, *Rhizosolenia fragilissima* og *Thalassiosira nordenskiöldii*. I indre Glomfjord var *Chaetoceros*, *Pseudonitzschia* og *Thalassiosira* mest tallrike med maksimaltall på henholdsvis 1,7, 1,2 og 0,4 millioner celler l<sup>-1</sup>, mens det i fjordens ytre del var *Leptocylindrus* og *Rhizosolenia* som forekom i størst antall med maksimalt 5,0 og 1,1 millioner celler l<sup>-1</sup>.

Av andre alger kan nevnes at *Eutreptia/Eutreptiella* fremdeles forekom med gjennomsnittlig ca. 5.000 celler l<sup>-1</sup> på begge stasjonene. Dessuten kan det nevnes at Chrysophyceeslekten *Dinobryon* ble funnet med nesten 1 million celler l<sup>-1</sup> i ytre del av Glomfjord.

Analyser av prøver fra stasjon G4 tatt 4. juni viste at det fremdeles var betydelige mengder diatomeer i det indre fjordområdet. Mengden *L. danicus* hadde økt i løpet av den uken som var gått siden forrige innsamling, mens det for de andre artenes vedkommende stort sett var en reduksjon.

Den 11. juni var det fremdeles betydelige mengder diatomeer i fjordområdet, men nå var *L. danicus* og *R. delicatissima* helt dominerende. På stasjon G4 var konsentrasjonen av *L. danicus* og *R. delicatissima* henholdsvis på maksimalt 3,1 og 1,2 millioner celler l<sup>-1</sup>, mens de tilsvarende tall for stasjon G7 var 11,3 og 0,6 millioner celler l<sup>-1</sup>.

Også dinoflagellatene hadde nå økt i antall, og kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* var nå kommet opp i over 0,2 millioner celler l<sup>-1</sup>. *Eutreptia/Eutreptiella* var fremdeles i fjorden og ble funnet i konsentrasjoner på 24.000 celler l<sup>-1</sup> på 15 meters dyp på stasjon G7. Chrysophyce-slekten *Dinobryon* ble funnet i høyest konsentrasjon på ytre stasjon. Det mest iøyefallende var likevel at artsdiversiteten hadde økt betraktelig i løpet av en uke.

#### 1992

Fra prøveinnsamlingen i 1992 ble det valgt ut prøver for identifisering og kvantifisering fra 9



innsamlingstidspunkt gjennom algenes vekstsesong på stasjonene G4 og G7. Som tidligere nevnt forelå det ikke prøver fra våroppblomstringen. I tillegg er prøvene fra innsamlingen i juli gått tapt.

Prøvene fra mars til mai inneholdt generelt lite planktonalger, men med en liten økning mot slutten av denne tidsperioden. Planktonet var preget av små flagellater og athecate (skall-løse) dinoflagellater. Diatomeer var det lite av. I midten av mars var solitære celler av *Phaeocystis pouchetii* den tallmessig mest dominerende art, men på grunn av størrelsen utmerket *Eutreptia/Eutreptiella* seg med maksimaltall på 12.000 celler l<sup>-1</sup> i mai. Forskjellen i algemengde var liten mellom stasjon G4 (indre Glomfjord) og G7 (ytre Glomfjord), men på begge stasjonene syntest det å være noe høyere celletall på 0,5 meters dyp enn på 20 meter.

I juni hadde algesammensetningen endret karakter ved at diatomeene var de biomassemessig dominerende algene i de øverste metrene. Dominerende slekt var *Chaetoceros*. Av andre fremtredene diatomeer kan nevnes *P. cf. pseudodelicatissima*, *L. danicus* og *S. costatum*. Stort sett forekom de samme artene både i indre og ytre del av Glomfjord. Unntaket er *Asterionella formosa* som kun ble funnet i den indre del av fjorden. Diatomekonsentrasjonen var høyest i ytre del av Glomfjord (stasjon G7), hvor det ble funnet 6,1 millioner celler l<sup>-1</sup> på 0,5 meter. Et generelt trekk var imidlertid at diatomeene syntest å være i meget dårlig forfatning. Av andre alger kan det nevnes at *Emiliana huxleyi* var tilstede i fjordsystemet med ca. 0,2 millioner celler l<sup>-1</sup>.

Feltobservasjoner under hovedtoktet i juli viste at sjøen hadde en grønblakket farge, og dette er den typiske fargen som oppstår når kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* blomstrer. Mikroskopiske undersøkelser under toktet bekreftet at den spesielle fargen på sjøen var forårsaket av *E. huxleyi*. Blomstringen strakk seg fra innerst i Glomfjord og ut forbi stasjon G7, men var begrenset til et tynt lag (2 - 3 meter) nær overflaten.

Den 4. august, - etter at driftsstansen ved Hydro Glomfjord hadde vart i ca. 14 dager, var artsrikdommen i planktonet blitt adskillig større. Spesielt gjaldt dette dinoflagellater og diatomeer. De ulike artene forekom imidlertid i lavere antall enn tidligere. Tilsvarende var det totale antallet diatomeer var redusert til 1,7 millioner l<sup>-1</sup> som maksimum på stasjon G4 og 0,6 millioner l<sup>-1</sup> som maksimum på stasjon G7. De mest fremtredende diatomeene var *Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros curvisetus*, *C. compressus*, *L. danicus* og *P. cf. pseudodelicatissima*. Av de klassifiserte flagellatene var cryptophyceene de mest tallrike. Generelt sett var forskjellen i algesammensetning og algemengde liten mellom ytre og indre del av Glomfjord.

Forholdene hadde forandret seg lite fjorten dager senere. Det var de samme diatomeene som var fremtredende med unntak av *C. pelagica* som var sterkt redusert. Antallet diatomeer i de øverste 2 meterne lå mellom 0,4 og 2,8 millioner celler l<sup>-1</sup> med laveste antall på stasjon G4. Som tidligere var diatomeforekomstene på 20 meter av mer sporadisk karakter. Diatomeene var imidlertid også nå i så dårlig forfatning at de til tider var vanskelig å identifisere.

Dinoflagellatene var nå fremtredende på alle dyp og stasjoner med høyest celletall (1 million celler l<sup>-1</sup>) på 20 meters dyp på stasjon G7. Den mest fremtredende arten var *Katodinium rotundatum* som forekom med maksimalt 0,5 millioner celler l<sup>-1</sup> på 0,5 meters dyp på stasjon G4.

For de andre flagellatenes vedkommende var det liten variasjon mellom de ulike stasjonene og dypene. Av de klassifiserte flagellatene var det også på dette tidspunktet cryptophyceene som tallmessig var mest dominerende.

Siste prøvesett, - som ble tatt 1. september, viste en økende mengde diatomeer med slekten *Pseudonitzschia* og artene *Chaetoceros simplex/calcitrans* og *Leptocylindrus danicus* som de dominerende. Totaltallet for diatomeene var maksimalt 1,5 millioner celler l<sup>-1</sup>, og fremdeles var

cellene i svært dårlig form og med svak forkisling.

Mengden dinoflagellater var imidlertid blitt noe redusert på alle dyp. Av arter kan spesielt *Ceratium macroceros* nevnes, og dette er en art som forbindes med mer sørlige farvann. Andre flagellater hadde økt noe totalt sett i vannsøylen.

#### 2.3.4. Biotester

Som nevnt tidligere inneholdt utslippene fra Hydro Glomfjord både nitrogen og fosfor. For å undersøke om mangel på ett av disse elementene virket vekstbegrensende på de planktoniske algene, ble det gjennomført to biotester i 1992.

Figur 2.34, a, viser resultatene fra vekstforsøk med vann tatt i juni fra 2 meters dyp på st. G4, dvs. mens Hydro Glomfjord var i vanlig drift. Testalgen - *Chaetoceros wighamii* - ga tydelig respons når testvannets innhold av nitrat ble økt, mens en økning av fosfatinnholdet ikke medførte økt veksthastighet. I rent Glomfjordvann var med andre ord testalgens vekst nitrogenbegrenset på dette tidspunktet.

Forsøket med vann tatt i august, dvs. under driftsstansen hos Hydro Glomfjord, ga ikke samme tydelige resultat (figur 2.34, b). Tilsetning av fosfat ga en økning i testalgens veksthastighet, mens størst økning fremkom når testvannets innhold av nitrat ble økt. I forsøksoppsettet ble testvannet tilsatt både spormetaller og vitaminer i alle forsøkene, unntatt i kontrollen. På grunn av at tilsetning av fosfat og nitrat hver for seg ga økt vekst hos testalgen, kan dette tyde på at veksten i august ikke var begrenset av disse næringssaltene alene, men også av mangel på spormetaller og/eller vitaminer.

#### 2.3.5. Produksjon

##### 1991

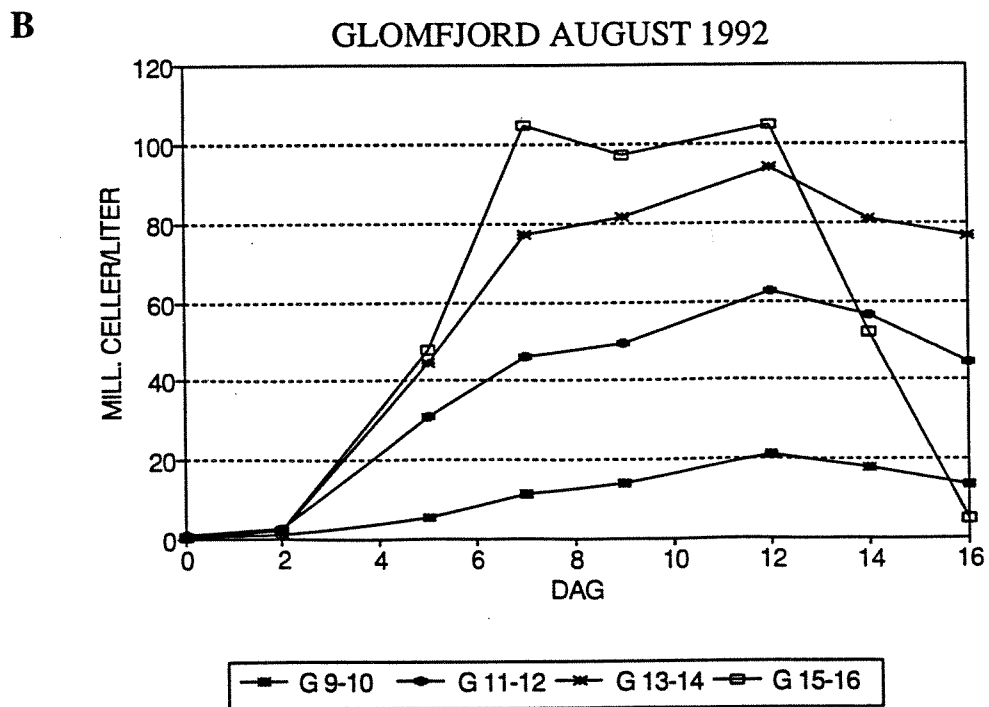
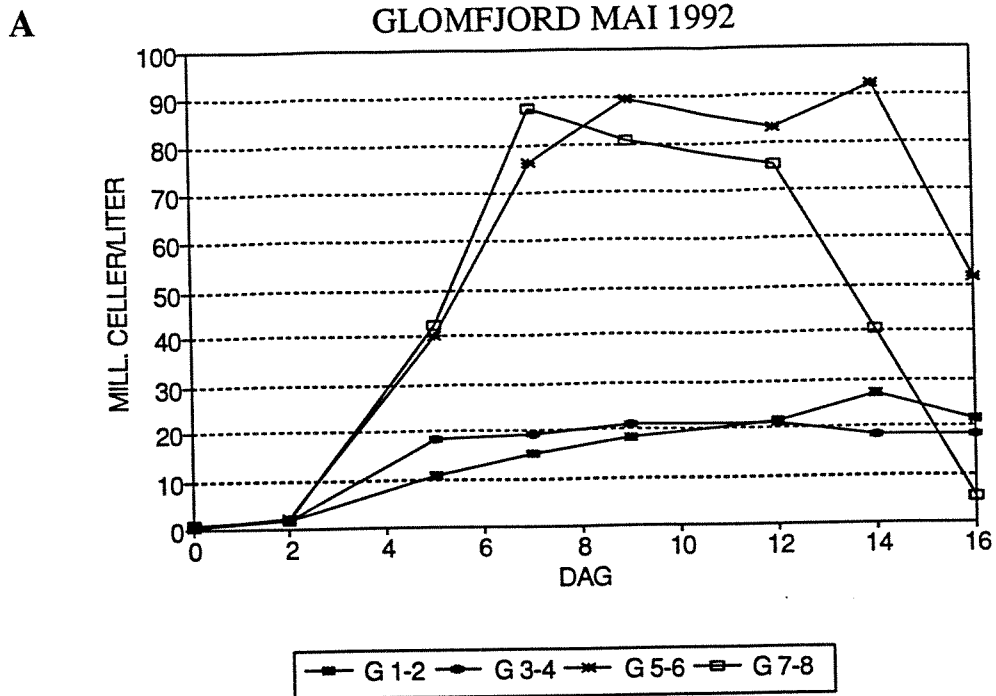
Kurvene for produksjon (normalisert til klorofyll for juni er vist i figur 2.35, a-d). Målingene viste at  $P_{\max}$ -verdiene var svært lave (0,48-0,77 mg C mg klf.a<sup>-1</sup> t<sup>-1</sup>), spesielt i indre del av Glomfjord (tabell 2.4). Dessuten var det liten forskjell i produksjonskapasiteten på 0,5 og 5 meters dyp.

Produksjonsforsøkene utført i juli (figur 2.36, a-d) viste et planktonsamfunn med høyere produksjonskapasitet enn i juni (jfr. tabell 2.4). Som i juni var  $P_{\max}$ -verdiene noe høyere i ytre del av Glomfjord, og de høyeste verdiene ble målt i det øverste vannlaget. Produksjonskapasiteten må likevel betegnes som lav på begge dypene på de to stasjonene.

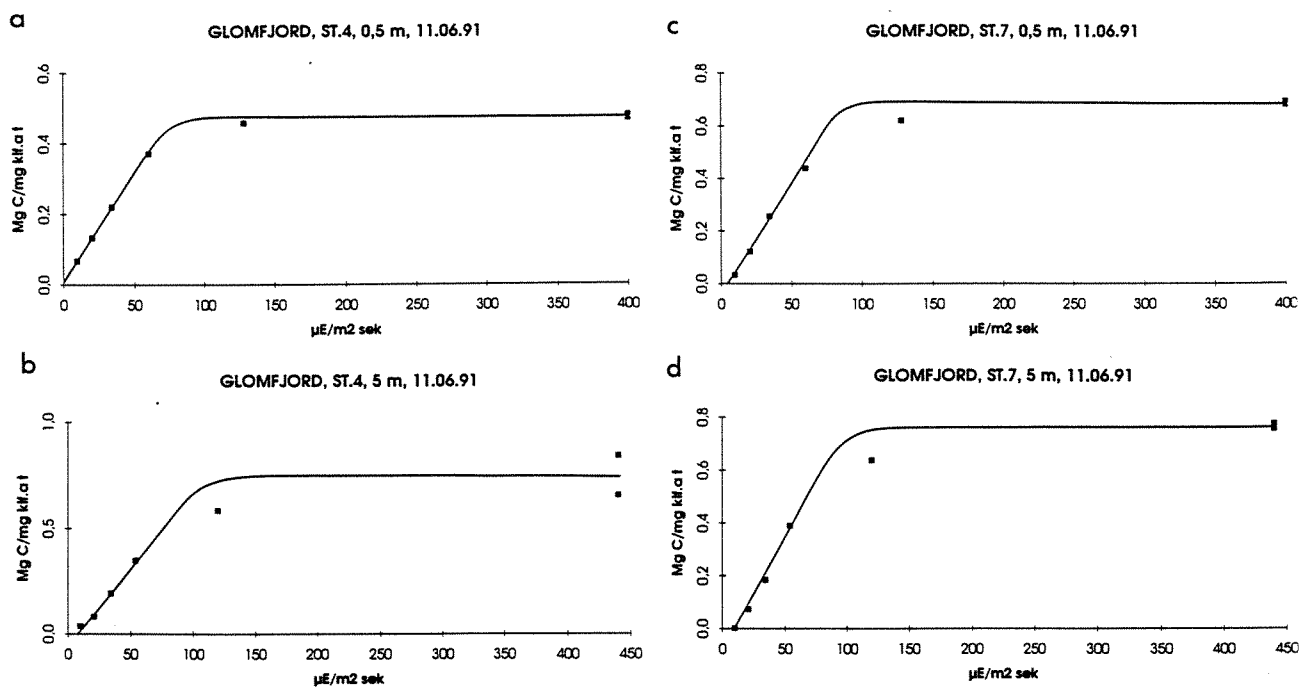
Det ble ikke funnet lyshemming ved noen av produksjonsforsøkene som ble gjennomført i 1991. Maksimal lysstyrke i inkubatoren i 1991 var bare 440  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Dette var, med bakgrunn i resultatene for 1992 (se nedenfor), for lav til å gi lyshemming hos et lysadaptert sommerplankton.

**Tabell 2.4.** Produksjonskapasitet ( $P_{\max}$ ) for alle produksjonsforsøk i 1991.

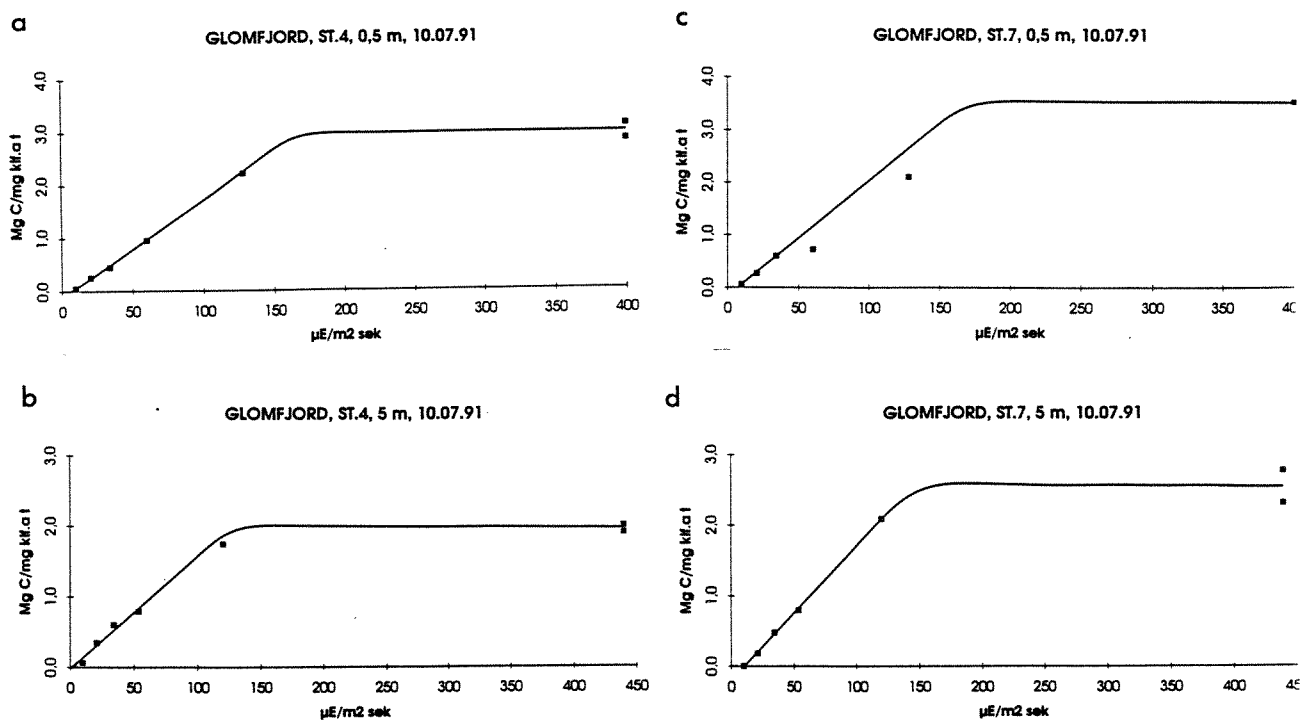
<b>Dato</b>	<b>Stasjon</b>	<b>Dyp (m)</b>	<b><math>P_{\max}</math> (mg C mg klf.a<sup>-1</sup> t<sup>-1</sup>)</b>
10.06.91	G4	0,5	0,48
		5,0	0,67
11.06.91	G7	0,5	0,69
		5,0	0,77
10.07.91	G4	0,5	2,95
		5,0	1,95
10.07.91	G7	0,5	3,52
		5,0	2,55



**Figur 2.34.** Resultater av biotester med vann tatt fra Glomfjord i mai (A) og august (B) 1992. G1-2, G9 - 10: kontroll. G3 - 4, G11 - 12: tilsatt fosfat + spormetaller og vitaminer. G5 - 6, G13 - 14: tilsatt nitrat + spormetaller og vitaminer. G7 - 8, G15 - 16: tilsatt fosfat + nitrat + spormetaller og vitaminer.



Figur 2.35. Produksjonskurver normalisert til klorofyll *a* for juni 1991 på dypene 0.5 og 5.0 meter på stasjonene G4 (a og b) og G7 (c og d).



Figur 2.36. Produksjonskurver normalisert til klorofyll *a* for juli 1991 på dypene 0.5 og 5.0 meter på stasjonene G4 (a og b) og G7 (c og d).

1992

Alle produksjonsforsøk ble denne sesongen gjennomført i inkubator hvor den maksimale lysstyrken var ca.  $2.500 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

Resultatene fra produksjonsforsøkene som ble gjennomført i juni 1992 er presentert i figurene 2.37, a-f.  $P_{\text{max}}$ -verdiene varierte mellom 3,95 og 5,25 mg C  $\text{mg kl.f.a}^{-1} \text{t}^{-1}$  (tabell 2.5) og var med andre ord adskillig høyere enn til samme tid året før. Forskjellen i produksjonskapasitet mellom 0,5 og 5 meters dyp var liten.

Lyshemming ble registrert på stasjon G2 helt innerst i Glomfjord ved lysstyrker over  $1.000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  både på 0,5 og 5 meters dyp (jfr. figur 2.37, a og b). På de andre stasjonene hvor det ble gjennomført produksjonsforsøk (stasjon G4 og G7), ble lyshemming oppnådd bare på 5 meters dyp (jfr. figur 2.37, d og f). Det vil si at planktonalgene nær overflaten var bedre adaptert til sterkt lys enn algene som befant seg på 5 meters dyp. At algene som befant seg nær overflaten innerst i Glomfjord (stasjon G2) ble lyshemmet, tyder på at disse algene relativt nylig var brakt opp i sterkt lys.

Ved neste forsøksserie i begynnelsen av juli var produksjonskapasiteten gjennomgående blitt noe lavere (jfr. tabell 2.5), og på alle tre stasjonene var  $P_{\text{max}}$ -verdiene på 5 meter lavere enn ved overflaten (figur 2.38, a-f). Ved høy lysintensitet ble det registrert lyshemming i alle forsøkene, og dette viser at planktonsamfunnet i Glomfjord ikke hadde adaptert seg til høye lysintensiteter.

Siste måleserie dette året ble gjennomført midt i august etter ca. 1 måneds produksjonsstopp ved Hydro Glomfjord. Produksjonskapasiteten var gjennomsnittlig høyere ved denne forsøksrunden enn ved tidligere målinger, og karbonopptaket ble målt til å ligge mellom 2,3 og 8,1 mg C  $\text{kl.f.a}^{-1} \text{t}^{-1}$  (jfr. tabell 2.5). De høyeste  $P_{\text{max}}$ -verdiene ble nå målt ved overflaten på stasjonene i indre del av Glomfjord (stasjon G2 og G4), mens forholdet var motsatt i den ytre del av Glomfjord (stasjon G7) (figur 2.39, a - g).

Planteplanktonsamfunnene i indre Glomfjord viste lyshemming på alle stasjonene og hemmingen var kraftigst på 5 meters dyp. I ytre del av Glomfjord var algene på 0,5 meter tilpasset så høye lysintensiteter at belysning med over  $2.000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  ikke ga lyshemming.

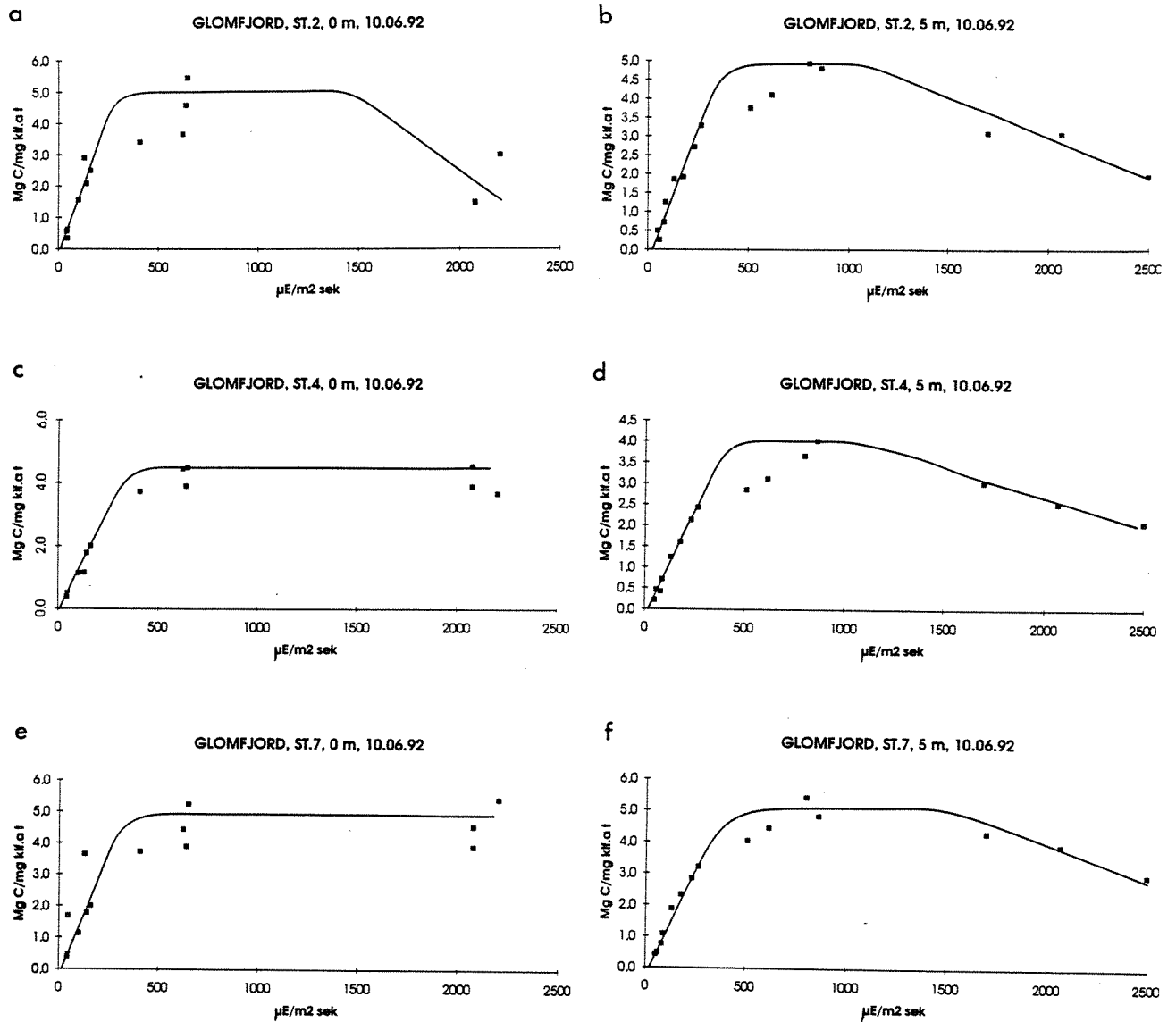
**Tabell 2.5.**  $P_{\max}$ -verdier for produksjonsforsøk i 1992. Forsøksserier gjort under driftsstansen er merket med \*.

Dato	Stasjon	Dyp (m)	$P_{\max}$ (mg C mg klf.a <sup>-1</sup> t <sup>-1</sup> )
11.06.92	G2	0,5	5,0
		5,0	4,9
10.06.92	G4	0,5	4,5
		5,0	3,95
10.06.92	G7	0,5	4,9
		5,0	5,25
08.07.92	G2	0,5	3,35
		5,0	2,45
07.07.92	G4	0,5	5,5
		5,0	3,4
07.07.92	G7	0,5	4,05
		5,0	3,6
19.08.92*	G2	0,5	6,9
		5,0	3,3
19.08.92*	G3	0,5	6,3
18.08.92*	G4	0,5	5,7
		5,0	2,3
18.08.93*	G7	0,5	6,7
		5,0	8,1

### 2.3.6. Elementsammensetning i partikulært materiale

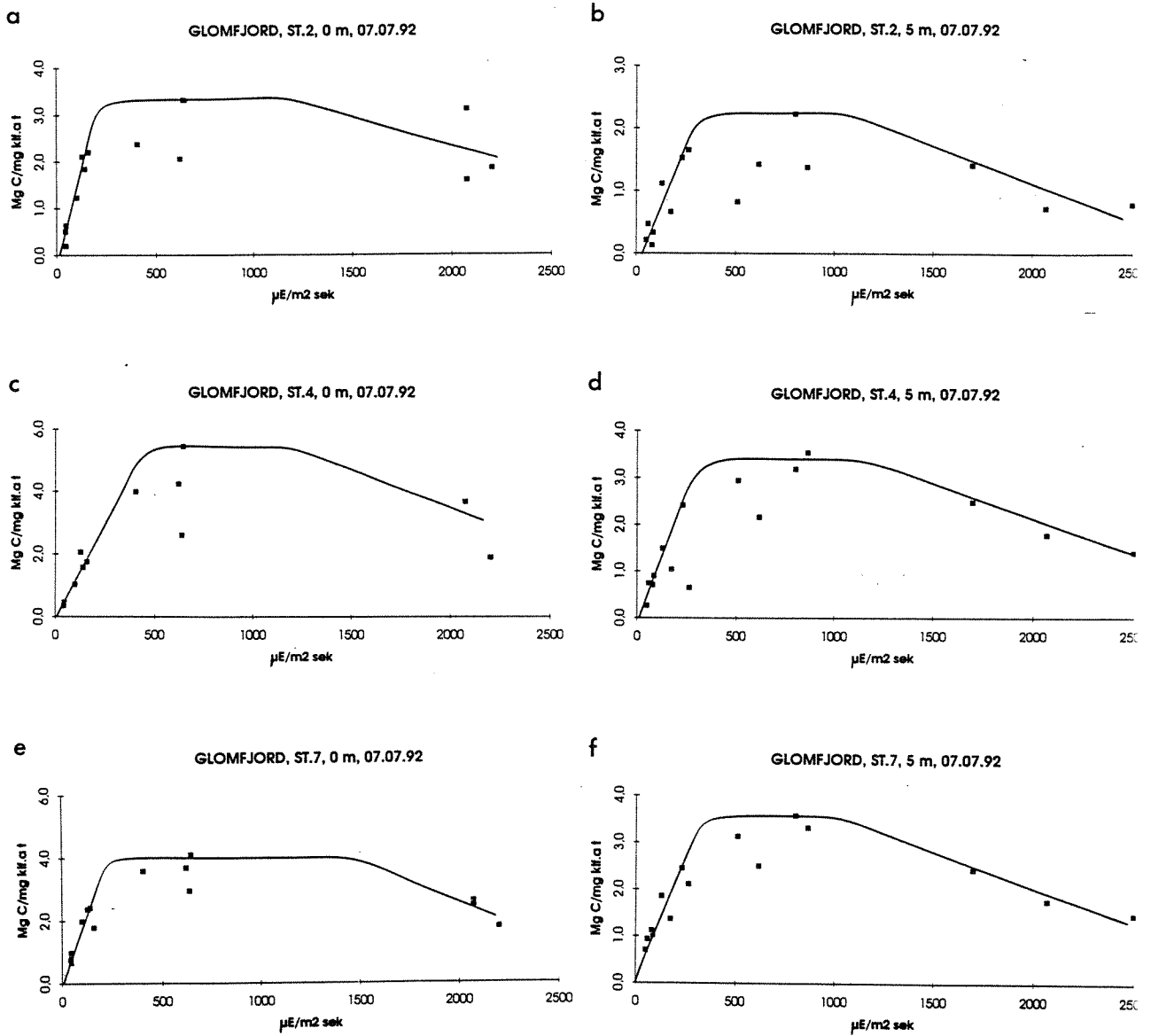
For å bestemme algenes fysiologiske tilstand, ble analyser av karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) i partikulært materiale utført både i 1991 og 1992. Hvis vannmassene har underskudd av et element, vil dette gjenspeiles i algenes cellulære C:N:P-forhold. I eutrofisammenheng er derfor dette en relevant metode fordi elementforholdet i algene reflekterer næringssalttilgangen i vannmassene. Resultatene fra samtlige målinger er satt opp i vedleggstabell 2.4.

Det gjennomsnittlige elementforholdet for det partikulære materialet fra 0 til 5 meter for 1991 og 1992 er satt opp i tabell 2.6. N:C-forholdet varierte mellom 0,117 og 0,167, og forholdstallene mellom de to elementene var nokså like de to årene.

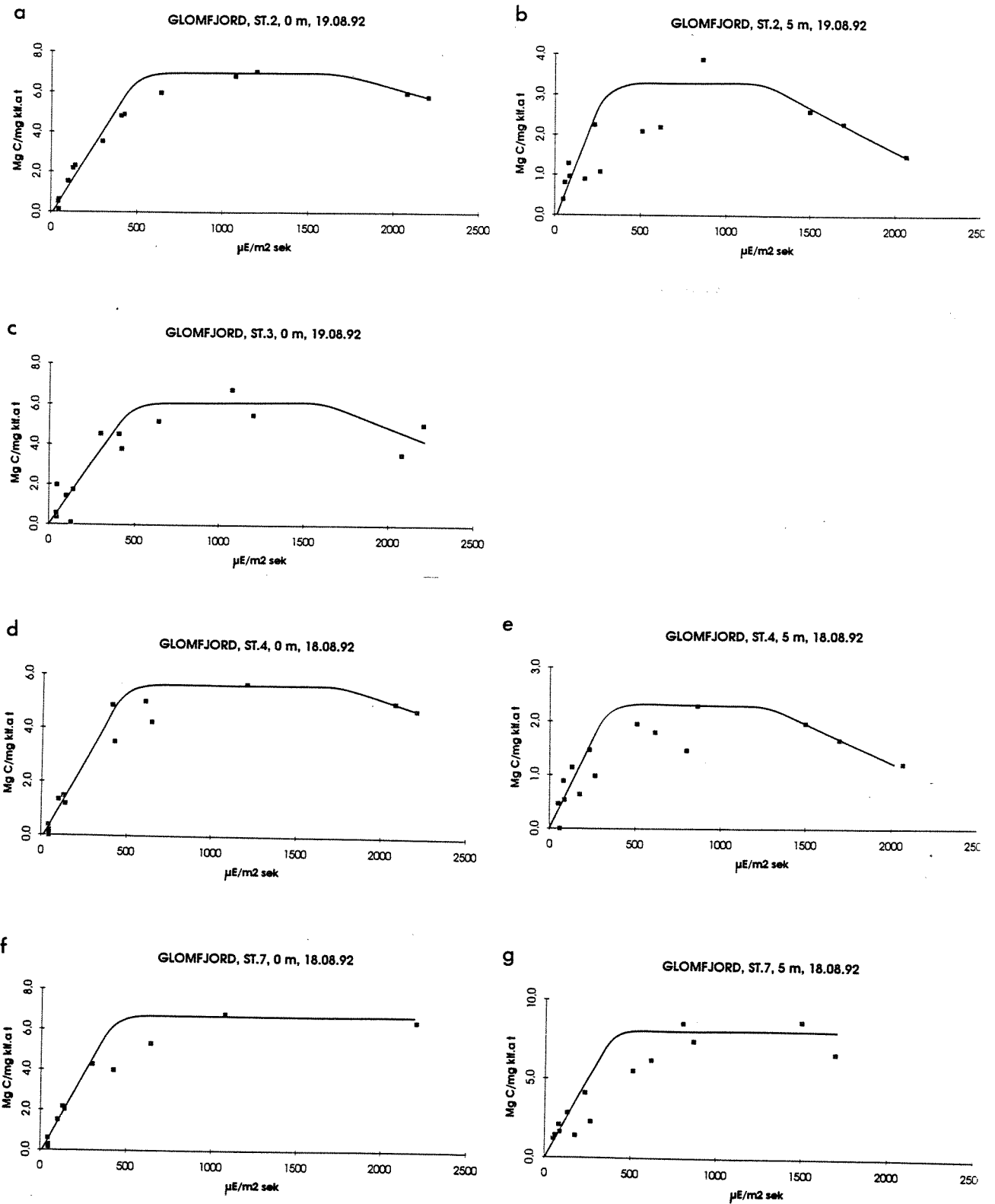


Figur 2.37. Produksjonskurver normalisert til klorofyll *a* for juni 1992 på dypene 0.5 og 5.0 meter på stasjonene G2 (a og b), G4 (c og d) og G7 (e og f).





**Figur 2.38.** Produksjonskurver normalisert til klorofyll *a* for juli 1992 på dypene 0.5 og 5.0 meter på stasjonene G2 (a og b), G4 (c og d) og G7 (e og f).



**Figur 2.39.** Produksjonskurver normalisert til klorofyll *a* for august 1992 på stasjonene G2 (a og b), G3 (c), G4 (d og e) og G7 (f og g). Målingene ble gjort på 0.5 og 5.0 meter med unntakt av stasjon G3 hvor det kun foreligger resultater fra øverste dyp.

**Tabell 2.6.** Gjennomsnittlig elementforhold på vektbasis for partikulært materiale. Innsamlinger gjort under driftsstansen i 1992 er merket med \*.

Dato	Stasjon	N:C (0-5 m)	P:C (0-5 m)	N:P (0-5 m)
11.06.91	G2	0,135	0,0288	4,7
11.06.91	G4	0,117	0,0207	5,7
11.06.91	G7	0,128	0,0299	4,3
11.07.91	G2	0,163	0,0309	5,3
11.07.91	G4	0,167	0,0274	6,1
10.07.91	G7	0,133	0,0289	7,0
11.06.92	G2	0,124	0,0108	11,5
10.06.92	G4	0,136	0,0086	15,8
10.06.92	G7	0,125	0,0076	16,5
07.07.92	G2	0,152	0,0134	11,3
07.07.92	G4	0,149	0,0133	11,2
07.07.92	G7	0,138	0,0076	18,2
19.08.92*	G2	0,126	0,0122	10,3
18.08.92*	G4	0,128	0,0137	9,4
18.08.92*	G7	0,121	0,0157	7,7

Forholdstallene for P:C varierte i 1991 mellom 0,0207 og 0,0309 og i 1992 mellom 0,076 og 0,157. De store forskjellene mellom de to årene skyldes sannsynligvis ikke endringer i tilgangen på fosfor i vannmassene, men skyldes sannsynligvis at det de to årene er benyttet forskjellige metoder for bestemmelse av partikulært fosfor. Også N:C-forholdene var nokså ulike de to årene med variasjoner i 1991 mellom 4,3 og 7,0 og mellom 7,7 og 18,2 i 1992.

Imidlertid bør det understrekes at bruk av N:C- og P:C-forholdet i vurderingen av naturlige planktonalgers populasjoner må gjøres med stor forsiktighet. Årsaken er at det partikulære materialet ofte inneholder både levende og dødt materiale. I tillegg inneholder ofte naturlige planktonprøver en blanding av ulike algearter som ved næringsmetning kan ha ulike elementsammensetninger.

## 2.4. Sammenligning mellom resultater fra 1991 - 1992 og 1981 - 1985

I 1981 ble det samlet inn prøver for analyse av klorofyll *a* gjennom algenes vekstsesong. En markert våroppblomstring ble funnet tidlig i april med ca. 12 µg klf. *a* l<sup>-1</sup> som et aritmetisk middel for vannsøylen fra overflaten og ned til 20 meter (Molvær *et al.*, 1984). De høyeste biomassekonsentrasjonene ble funnet mellom 5 og 10 meter, mens de laveste algekonsentrasjonene ble registrert nær overflaten. Dette kan tyde på at innsamlingen ble foretatt helt i

våroppblomstringens slutfase:

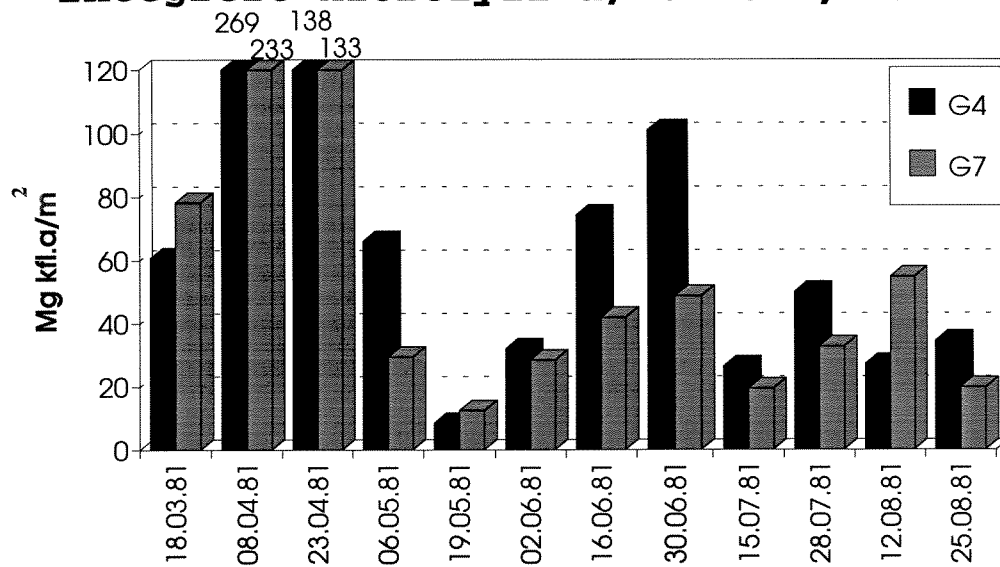
Også i 1985 ble utviklingen av algebiomassen fulgt gjennom vekstsesongen, og en våroppblomstring ble da registrert midt i april i indre del av Glomfjord. De høyeste klorofyll *a*-verdiene ble også nå funnet relativt dypt (maksimum på 10 meters dyp) (Molvær, 1986).

Ved innsamlingene i 1991 og 1992 ble ingen tydelige våroppblomstringer registrert på grunn av at det ikke var lagt inn tilstrekkelig hyppighet i prøvetakning i innsamlingsprogrammet om våren. Det kan derfor ikke foretas noen sammenligning av biomassenivåene under våroppblomstringen i 1981, 1985, 1991 og 1992.

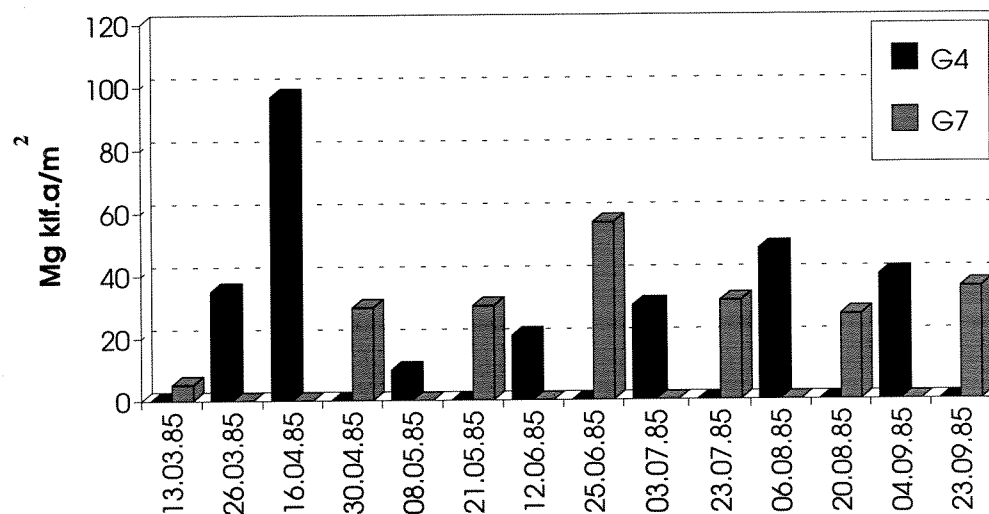
Ved å integrere algebiomassen (i form av klorofyll *a*) fra overflaten og ned til 20 meter, får en et inntrykk av algemengden i den eufotiske delen av vannsøylen. Figur 2.40, a og b viser slike integrerte algebiomasser gjennom vekstsesongen på stasjon G4 og G7 for årene 1981 og 1985. Hvis en sammenligner disse figurene med figur 2.28 og 2.29, kommer det klart frem at algemengden i Glomfjord i 1991 - 92 var betydelig mindre enn i 1981 og 1985. Dette kommer spesielt godt frem hvis en sammenholder figurene 2.29 og 2.40 a som viser den samlede algemengden fra 0 til 20 meter for henholdsvis 1992 og 1981. En naturlig variasjon vil en imidlertid finne fra år til år slik at bildet ikke alltid vil være like klart, men vår vurdering er at målingene i 1991 - 92 viser en reell reduksjon i algebiomasse. Sett i lys av utslippsreduksjonene hos Hydro Glomfjord siden 1981 og de øvrige målingene/testene som her er utført, tyder resultatene på en forbedring som skyldes reduserte utslipp av næringssalter til fjorden.

En sammenligning av algesammensetningen i 1981 med forekomstene i 1991 - 92, viser tilsynelatende betydelige forskjeller. En bør imidlertid være oppmerksom på at det for 1981 kun ble gjort identifisering og kvantifisering av 3 prøver som alle er tatt fra overflatelaget (0 - 2 m), mens resultatene fra 1991 - 92 baserer seg på et større antall prøver fra hele den eufotiske delen av vannsøylen. Noen ulikheter mellom planteplanktonet i 1981 og 1991 - 92 synes det likevel å være mulig å trekke frem. *Chaetoceros*-arter som ikke ble registrert i prøvene fra 1981, var blant de dominerende diatomeartene både i 1991 og 1992, mens *Bacterosira fragilis* som var dominerende i prøve tatt i juni 1981, ikke ble registrert i prøvene som ble tatt i 1991 - 92. Av likheter mellom de to undersøkelsesperiodene kan nevnes sommerblomstringene av kalkflagellaten *E. huxleyi* som ser ut til å være et årlig fenomen i Glomfjord. Ellers synes det å være flere arter som er dominerende i planteplanktonet i 1991 - 92 enn ti år tidligere. En slik økning i artsdiversiteten har sannsynligvis sammenheng med redusert næringssaltbelastning. Imidlertid er det vanskelig å gjøre skikkelige sammenligninger på grunn av at datamaterialet fra 1981 er meget begrenset.

**A Integrert klorofyll a, 0-20 m, 1981**



**B Integrert klorofyll a, 0-20 m, 1985**



**Figur 2.40.** Integrerte klorofyll *a*-verdier fra 0 - 20 meter på stasjonene G4 og G7 for 1981 (a) og 1985 (b). Måleenheten er mg klf.*a*/m<sup>2</sup>.

## 2.5. Generell diskusjon

I løpet av en 10 - 12 års periode har Hydro Glomfjord redusert sine utslipp av nitrogen (N) og fosfor (P) til Glomfjord betydelig, jfr. kapittel 1.3.

I utslippet var vektforhold mellom N og P i gjennomsnitt ca. 7.1 i 1980, og dette er svært nær gjennomsnittlig N:P-forhold i naturlig planteplankton (Redfield, 1934, 1958). Derfor kan en anta at forholdet mellom nitrogen og fosfor var balansert over tid i 1980. Her bør det imidlertid bemerkes at variasjonene i det innbyrdes forholdet mellom N og P var ganske store fra dag til dag, slik at algenes vekst i fjorden til tider kan være nitrogenbegrenset, mens fosfor kan være begrensende element til andre tider.

I 1992 var det gjennomsnittlige forholdet mellom N og P i utslippsvannet 16,3:1. Det vil si at utslippsvannet inneholdt et overskudd av nitrogen i forhold til fosfor når en vurderer hva som er gunstigst for planktonalgenes vekst. Analysene i 1991 - 92 av totalt nitrogen og totalt fosfor i vannmassene fra overflaten og ned til 10 meter på hovedstasjonene G4 og G7 viste forholdstall hovedsakelig mellom 10 og 20 i sommerhalvåret, høyest i 0 - 2 meters dyp. Også i 1980 - 81 ble det målt et relativt høyt forhold mellom N og P. At forholdet var høyt i fjordens øverste vannlag hadde sammenheng med at fjordområdet tilførtes betydelige mengder ferskvann som ble blandet med fjordvannet, og ferskvannet ble karakterisert ved høyt nitrogeninnhold og lite fosfor (N:P = ca. 23:1).

Spesielt bør det bemerkes at driftsstansen ved Hydro Glomfjord sommeren 1992 førte til at N:P-forholdet for de øverste 5 meterne av vannsøylen ble redusert fra 26,1 tidlig i juli til 15,8 midt i august på stasjon G4, mens på stasjon G7 endret dette forholdet seg fra 22,9 til 14,8. Det vil si at N:P-forholdet i dette fjordområdet om sommeren normalt (dvs. uten utslipp fra Hydro Glomfjord) lå relativt høyt. Driftsstansen førte til at nitrat og ammonium raskt ble fjernet fra vannsøylen, og algebiomassen i Glomfjord sett under ett ble redusert i denne perioden. Dette indikerer at denne vannmassen fortsatt er påvirket av utslipp fra Hydro Glomfjord.

For å avgjøre algers fysiologiske tilstand, er det vanlig å bestemme algenes elementsammensetning (C:N:P-forhold). Metoden er relativt enkel å benytte, da en rekke laboratorieeksperiment har vist at næringssaltbegrensning gir forutsigbare endringer i algenes kjemiske sammensetning. Når en alge vokser under mangel av et element, vil dette elementet avta i algen.

Alger som vokser med tilstrekkelig tilgang på nitrogen, har et N:C-forhold på 0,16 (vektbasis), mens forholdet mellom P og C i alger som vokser under fosformetning, er høyere enn 0,023 (vektbasis) (Vadstein *et al.*, 1990). En del arter viser avvik fra disse tallene og spesielt gjelder det P:C-forholdet som for mange arters vedkommende kan være optimalt ved adskillig lavere verdi enn 0,023 (Goldman *et al.*, 1979, Sakshaug *et al.*, 1983).

Hvis en antar at det partikulære materialet i vannmassene i Glomfjord hovedsakelig består av planktoniske alger, kan en ved å se på C:N:P-forholdet i dette materialet få en indikasjon på algenes fysiologiske tilstand. Ut fra denne informasjonen kan en så slutte i hvilken grad de vokser under næringsbegrensning. Med utgangspunkt i de ovenfornevnte N:C- og P:C-forhold viste det seg at algene både i indre (stasjon G4) og ytre (stasjon G7) del av Glomfjord var nitrogen- og fosforundermettede. De mikroskopiske analysene av algematerialet fra Glomfjord understøtter en slik konklusjon. Algene var i svært dårlig forfatning. For diatomeenes vedkommende var flere av artene svakt forkislet og hadde lite celleinnhold, slik at de til tider var vanskelig å identifisere.

Slike forandringer hos diatomeer er vanlig å finne når algene vokser under næringsbegrensning.

Ved å se på forholdet mellom N og P kan en si hvilket av disse elementene som er vekstbegrensende. Med et balansert næringssalttilbud vil forholdet mellom N og P i algene være ca. 7:1.

Analysene av partikulært fosfor fra 1991 og 1992 viste store forskjeller mellom de to årene. Ut fra analyseresultatene kan det se ut som om nitrogen var det vekstbegrensende element i 1991, mens fosfor var begrensende i 1992. Ferskvannspåvirkning i fjorder medfører lave fosforverdier i overflatevannet (Olsen & Jensen, 1989). Det høye N:P-forholdet som ble målt i Glomfjordvannet, gjør at verdiene for partikulært fosfor fra 1992 ser mest korrekte ut.

Resultatene fra elementsammensetningen i det partikulære materialet viste at algene levde under både nitrogen- og fosforundermetning. Biotestene viste imidlertid at også andre nødvendige vekststoffer som vitaminer og spormetaller, må taes med i betraktningen. Biotester med vann tatt i juni 1992 fra indre Glomfjord (stasjon G4) ga det overraskende resultatet at tilsetning av nitrat ga maksimal vekst hos testalgen. Ut fra algenes elementsammensetning ville en forvente at fosfor var det vekstbegrensende element. I testen ble imidlertid diatomeen *C. wighamii* benyttet. Dette er en alge som normalt trives godt i fjorder og har god vekst ved lave saltholdigheter. At *C. wighamii* trives ved lav saltholdighet, kan bety at algen har et relativt lavt fosforkrav, og kanskje også et høyere nitrogenkrav enn mange andre alger. Resultatet kan dermed være at vannet fra Glomfjord (saltholdighet > 25‰) innholdt tilstrekkelig fosfor til å gi maksimal veksthastighet, mens nitrogen ble den veksthemmende faktor. Hvorvidt dette er den eneste og riktige forklaring, er vanskelig å si.

Primærproduksjonsforsøkene viste lave  $P_{\max}$ -verdier, spesielt i 1991. Når  $P_{\max}$ -verdiene er lavere enn 3, betraktes dette normalt som en indikasjon på næringsmangel (Malone, 1971). I 1991 var  $P_{\max}$ -verdiene stort sett lavere enn 3, og at algene vokste under næringsmangel, faller godt sammen med resultatene fra algenes elementsammensetning. Resultatene fra produksjonsmålingene i 1992 viste noe høyere  $P_{\max}$ -verdier, spesielt i perioden med driftsstans ved Hydro Glomfjord. På bakgrunn av produksjonsforsøkene kan en dermed konstatere at planteplanktonet hadde bedre vekstbetingelser i 1992 enn året før.

Undersøkelsene i 1981 - 82 av spredningsmekanismen av utslippsvannet viste at det er en tydelig næringssaltgradient på tvers av Glomfjord (Molvær *et al.*, 1984). Utslipet transporteres i hovedsak utover med strømmen på fjordens nordside, samtidig som det fortynnes og etterhvert spres på tvers av fjorden. Som resultat av tidevann og vind blir også vann med forhøyet næringssaltinnhold tilbakeført til den indre delen av Glomfjord og gir dermed grunnlag for økt algebiomasse i dette fjordområdet.

Videre ble det i 1981- 82 funnet gradient i næringssaltkonsentrasjonene mellom hovedstasjonene G4 og G7, henholdsvis i indre og ytre del av Glomfjord, men forskjellene var ikke statistisk signifikante. Resultatene fra 1991 - 92 viste også at det var en gradient utover fjorden, men forskjellen mellom stasjonene G4 og G7 var mindre enn forventet.

## 2.6. Avsluttende kommentarer

Når det skjer store endringer i næringssalttilførselen til et fjordområde, bør en forvente at det skjer endringer i de vannkjemiske parametrene og dermed også i den biologiske produksjon. Ved prosjektets begynnelse ble derfor følgende arbeidshypoteser satt opp:

1. Reduserte utslipp av nitrogen og fosfor fører til redusert næringssaltinnhold i

vannmassene.

2. Reduserte konsentrasjoner av næringssalter medfører reduksjon i algebiomassen.
3. Forholdet mellom nitrogen og fosfor i utlippene gjenspeiles i algenes elementforhold.
4. Nedsatt belastning gir økt artsdiversitet.

Etter at alle resultater er gjennomgått, har det vist seg at arbeidshypotesene var riktige. Endringer i utslipp til pelagialen blir raskt fanget opp av de planktoniske algesamfunnene som dermed hurtig gir et speilbilde av næringsforholdene i vannmassene.

Reduksjonene av næringssaltutslipp kunne avspeiles i redusert algebiomasse og nærings-saltkonsentrasjon i den øvre pelagialen, men undersøkelsene viste også at dagens utslipp fortsatt påvirker forholdene i dette miljøet.



## 3. OKSYGEN I DYPVANNET

### 3.1. Formål

Ved undersøkelsen i 1981 - 82 fant man sommeren 1981 et brått og stort fall i oksygenkonsentrasjonen i dypvannet på st. G7 og ytterst i fjordsystemet. I diskusjonen av resultatene ble det reist tvil om representativiteten av disse målingene (Molvær *et al.* 1984a, b). Senere målinger sommeren 1984 og 1985 viste gode oksygenforhold (Molvær, 1984, 1986).

Formålet med denne delundersøkelsen var å fremskaffe ajourførte opplysninger om oksygenforholdene i Glomfjord.

### 3.2. Metodikk

I fjordens dypvann er det behov for stor målenøyaktighet både mht. temperatur og saltholdighet. Temperaturen ble målt ved bruk av vendetermometre, og saltholdigheten bestemt ved å analysere innsamlede prøver i laboratoriet ved bruk av et salinometer. I dypvannet ble oksygenkonsentrasjonen målt ved Winkler-titrering av innsamlede vannprøver. Tabell 3.1 beskriver kort metodikk og nøyaktighet.

Tabell 3.1. Parametre og metoder.

Parameter	Metode	Presisjon
Temperatur	Vendetermometer	$\pm 0.02^{\circ}\text{C}$
Saltholdighet	Autolab salinometer	$\pm 0.002\text{‰}$
Oksygen	Winkler	$\pm 0.05 \text{ mlO}_2/\text{l}$

Metodikken er således den samme som ved undersøkelsene i 1980-årene.

### 3.3. Resultater

*Oksygenforholdene var gode både i 1991 og i 1992*

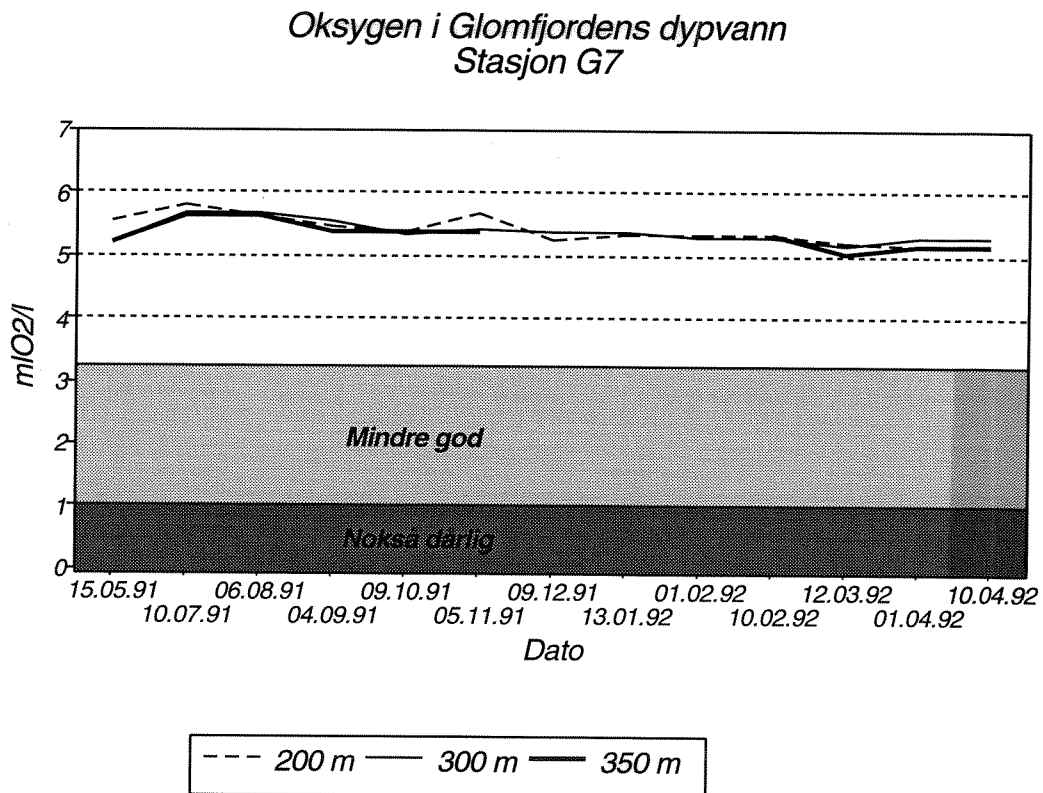
Figur 3.1 viser resultat av målingene i 200 - 370 m dyp på st. G7 i ytre del av Glomfjord - fjordens dypeste parti (jfr. figur 1.2). **Det er to hovedtrekk:** I hele tidsrommet var det gode oksygenforhold, uten tegn til oksygenmangel i noe dyp. Laveste konsentrasjon var  $5 \text{ mlO}_2/\text{l}$  (73% metning) i 370 m dyp i mars 1992. Videre var forholdene nokså ensartet i alle dyp, dvs. ikke spesielt stort oksygenforbruk nær bunnen.

Det er trolig to hovedårsaker til at oksygenforholdene i fjordens dypvann er gode:

- fjordens dype terskel ( $\approx 100 \text{ m dyp}$ ) medfører at det organiske materiale i stor grad nedbrytes før det synker ned i dypvannet. Over terskeldyp er vannutskiftningen og oksygentilførselen tilstrekkelig til at nedbrytningen kan foregå uten at det skapes oksygenproblemer.

- den vertikale utstrekning av fjordens dypvann er meget stor. Det medfører at nedbrytningen av organisk materiale fordeles i hele vannsøylen og bare en mindre del nedbrytes i selve bunnvannet - fjordens mest sårbare vannmasse. Samtidig er volumet - og dermed det totale oksygeninnholdet av dypvannet - meget stort.

Samlet sett gir dette grunnlag for gode oksygenforhold.



**Figur 3.1.** Oksygen i dypvannet på st. G7 i fjordområdet dypeste del. Ikke tegn til oksygenst. Klassifisering av tilstand etter Rygg og Thélin (1993).

### 3.4. Sammenligning med 1981 - 1985

*Bortsett fra forholdene sommeren 1981, samsvarer resultatene fra 1981 - 85 godt med oksygenmålingene i 1991 - 92. Det er liten grunn til å tro at dypvannet i Glomfjord opplever oksygenproblem.*

Etter undersøkelsen av oksygenforhold i 1981 - 82 (Molvær *et al.*, 1984a) ble det utført nye undersøkelser i dypvannet i 1984 og 1985 (Molvær, 1984, 1986). Resultatene for de to tidsrommene er vist i figur 3.2.

**Resultatene fra 1984 - 85 og 1991 - 92** ligger i alt vesentlig i intervallet 5 - 6 mlO<sub>2</sub>/l, dvs. på samme nivå begge år.

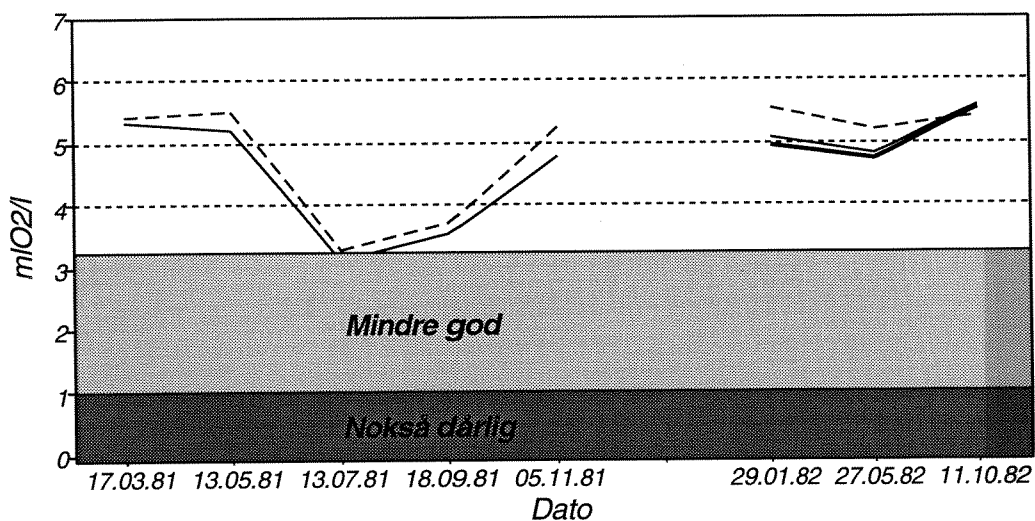
**Sammenligning med resultater fra 1981 - 82** er vanskelig fordi disse egentlig beskriver tre situasjoner: tidsrommet juli - september 1981 og tidsrommene før og etter dette. Man må konkludere med at de oksygenforholdene man hadde i tidsrommet juli - september 1981 ikke tilnærmevis har vært påvist i noen av de fem sommerhalvårene som det senere finnes målinger fra. Forholdene før og etter juli - september 1981 stemmer bra overens med det som er registrert i 1984 - 85 og 1991 - 92.

Det vil alltid være en viss usikkerhet om resultatene fra sommeren 1981 skyldes målefeil eller beskrev en reell situasjon. Vår vurdering er at det mest sannsynlig forelå en feil.

Men uansett årsak viste de etterfølgende 3 års målinger av oksygen (sommerhalvåret 1982, 1984 - 85) at næringssaltutslippene til Glomfjord og tilhørende algevekst ikke da påvirket oksygenforholdene i dypvannet i nevneverdig grad. Dermed har naturlig nok heller ikke reduksjonen i utslippene frem til 1991 - 92 gjort det. Den naturvitenskapelige grunnen er skissert foran i kapitel 3.3. Sammenhengen mellom næringssaltutslipp og oksygenforhold vil imidlertid bli nærmere vurdert i forbindelse med modellarbeidet.

Oksygen i Glomfjordens dypvann  
Stasjon G7

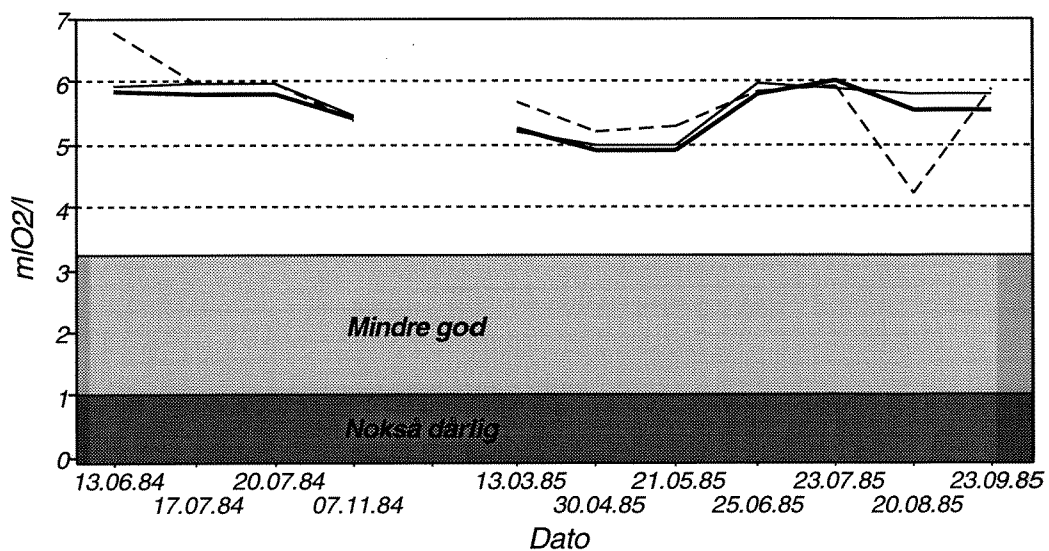
A



--- 200 m — 300 m — 350 m

Oksygen i Glomfjordens dypvann  
Stasjon G7

B



--- 200 m — 300 m — 350 m

**Figur 3.2.** Oksygenforhold i 200 - 350 m dyp i 1980-årene. Klassifisering av tilstand etter Rygg og Thélin (1993).

a) 17/3-1981 - 11/10-1982

b) 27/5-1984 - 23/9-1985.

På tidsaksen er tidspunktene satt med konstant avstand.

## 4. ORGANISMESAMFUNN PÅ GRUNT VANN

*Det ble registrert klassiske effekter av næringssaltbelastning på algesamfunnene i fjæra langs den nordlige delen av Glomfjord. Belastningen ga seg primært utslag i fravær av normale tangsamfunn, men også i store forekomster av hurtigvoksende grønnalger. Effektene avtok med økende avstand til utslippet. I dypdeintervallet mellom fjæra og ca. 13 m var vegetasjonen betydelig utsatt for nedbeiting fra kråkeboller.*

### 4.1. Formål

Formålet med 1991 - 92 års undersøkelsene har vært å dokumentere den biologiske tilstanden i fjordens hardbunnsområder. Hensikten har også vært å få frem resultater som, ved sammenligning med resultatene fra 1981 - 82 undersøkelsene, skal kunne spore eventuelle effekter av gjennomførte utslippsreduksjoner. Forandringen av ferskvanns-tilførselen til fjorden har også skapt et behov for ytterligere basiskunnskap om de biologiske forholdene (for fremtidige sammenligninger).

### 4.2. Metodikk

I alt ble 8 hardbunnsstasjoner undersøkt i Glomfjord i slutten av august og begynnelsen av september i 1991 og 1992. Det er i hovedsak samfunnsanalyser av hardbunnsområdene som ligger til grunn for den biologiske vurderingen av fjorden. De fleste undersøkelsene ble utført ved hjelp av dykking.

Stasjonenes plassering er vist i figur 4.1 og de fleste posisjoner ble bestemt ved hjelp av en GPS satelitt-navigatør. Tabell 4.1 gir nøkkelopplysninger om stasjonene, og de er nærmere beskrevet i kapittel 4.3.2.



Figur 4.1. Hardbunnsstasjonenes beliggenhet i Glomfjord.

Tabell 4.1. Oversikt over de stasjoner som er undersøkt og hva som ble utført på hver av dem. Største dyp og retning for transektregistreringene, samt siktedyp (seccidyp) er også angitt. St Bi 1c hadde en noe vestligere plassering enn den opprinnelige stasjon Bi 1.

STASJON/POSISJON	DATO 1991/-92	RETN.	DYP	SECCI- DYP 1991/-92	RAMME UNDER- SØKELSE	ALGE- INNSAML.
Bi1c, N 66,48,5' Ø 13,56,0' manuell posisjonering	29.8/31.8	200 °	21m	5 / 4,5m	+	-
Bi2, N 66,48,5' Ø 13,58,4' manuell posisjonering	27.8/30.8	150 °	27m	5 / 4,5m	+	+
Bi5, N 66,47,8' Ø 13,50,8' manuell posisjonering	30.8/31.8	340 °	27m	5 / 6,5m	-	+
Bi6, N 66,48,60' Ø 13,52,86' gps	27.8/1.9	150 °	29m	5 / 5,5m	-	+(Bi6c)
Bi7, N 66,48,70' Ø 13,49,12' gps	1.9/1.9	220 °	29m	5 / 6,5m	+	+
Bi8, N 66,50,10' Ø 13,38,16' gps	9.9/4.9	210 °	30m	6 / 8m	-	+
Bi9, N 66,48,73' Ø 13,43,68' gps	30.8/2.9	230 °	15m	5 / 7,5m	+	+
Bi10, N 66,49,55' Ø 13,30,75' gps	8.9/3.9	150 °	30m	8 / 7,5m	+	+

#### 4.2.1. Transektanalyser

På samtlige stasjoner ble det utført transektanalyser, dvs. at makroskopiske (> 1 mm), fastsittende alger og dyr ble registrert langs et snitt fra maksimalt 30 m dyp og opp til overflaten ved hjelp av dykking. Dykkeren hadde telefonisk kontakt med en assistent på land. I tillegg til hvilke arter som ble funnet, ble også forekomsten (mengden) anslått etter følgende gradering:

- 1) enkeltfunn
- 2) spredt forekomst
- 3) vanlig
- 4) dominerende

Organismer som ikke kunne identifiseres i felt, ble samlet inn og senere bestemt under lupe eller mikroskop. Et utvalg av de registrerte artene er konserverte og blir oppbevart på NIVA. Bestemmelsene av alger ble gjennomgått (kvalitetssikret) av Universitetet i Oslo. Abiotiske faktorer som substrattypen og -helning, grad av nedslamming, horisontalsikt, osv. ble også notert. Denne metoden har tidligere vært benyttet ved en rekke undersøkelser (f.eks. Pedersen *et al.*, 1989, Pedersen og Rygg, 1990, Fredriksen og Rueness, 1990, Connor, 1991), og den gir et godt bilde av de biologiske forholdene, men har visse begrensninger med hensyn til statistisk behandling.

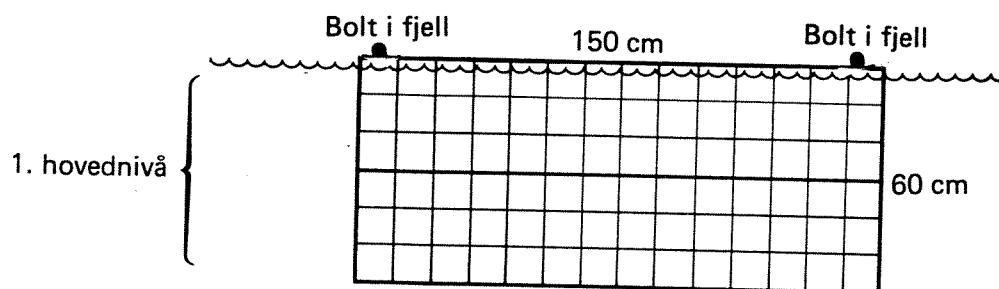
#### 4.2.2. Tidevannsjusteringer

Tidevannsforskjellene i Glomfjord kan være opp mot 3 m, noe som gjør at det dyp hvor dykkeren registrerer en bestemt art, vil kunne variere med 3 m, avhengig av når i tidevannssyklusen observasjonen blir utført. For å korrigere for denne feilkilden, ble alle observerte dyp justert opp mot høyeste høyvann (vedlegg 4-1). Dette innebærer at laveste lavvann blir på 3 m dyp etter korrigeringen.

#### 4.2.3. Rammeregistreringer

Rammeregistreringer ble ikke gjennomført ved undersøkelsene i 1981 - 82, men ble allikevel valgt inkorporert i undersøkelsene i 1991-92-år. Hovedårsaken er at de danner et godt grunnlagsmateriale ved senere undersøkelser i forbindelse med omlegging av ferskvannstilførselen til fjorden og/eller ytterligere reduksjoner i næringssaltutslipp fra fabrikk.

Det ble utført rammeregistreringer i 2 nivåer på 5 av stasjonene, - ett i fjæra (nivå 1) og ett i sagtangbeltet like under fjæra (nivå 2). Rammene har en størrelse på 150 X 60 cm og er inndelt i 90 ruter á 10 X 10 cm (figur 4.2). Metoden innebærer en frekvensregistrering (\* tilstede/ikke tilstede) av alger og dyr i 30 på forhånd tilfeldig valgte ruter, hvilket gir et godt grunnlag for senere statistisk behandling. Rammene ble plassert på faste, markerte flater på fjellet, slik at nøyaktig samme område ble undersøkt begge årene.



**Figur 4.2.** Figuren viser rammen og hvordan den festes til fjellet.

Innen hver av de 30 rutene ble tilstedeværelse av alger og dyr registrert. Metodikken var ellers lik den for transektanalysene. Rammeregistreringer er tidligere brukt med vellykket resultat under blant annet undersøkelsene av den marine resipienten rundt Kårstø (Pedersen *et al.*, 1990).

#### 4.2.4. Siktedyp

På hver stasjon ble det, samtidig med de andre undersøkelsene, også målt siktedyp (med en secciskive). Dette gir et øyeblikksbilde av vannets vertikale gjennomsiktighet og kan være en nyttig støtteparameter for de andre undersøkelsene.



#### 4.2.5. Strandsonbefaring

Det ble foretatt inspeksjon fra båt av algeforekomstene i strandsonen, - fra innerst i fjorden og ut til Stampen/Næverdalsbukten.

#### 4.2.6. Fotodokumentasjon

Det ble tatt bilder av samtlige stasjoner, og i tillegg ble karakteristiske trekk ved stasjon Bi 8 dokumentert ved undervannsfotografering.

#### 4.2.7. Databehandling og statistiske metoder

Resultatene fra transekt- og rammeregistreringer ble punchet inn på regneark og videre overført til en database. Før dataene kunne overføres til basen, ble transekt-registreringene justert mot høyeste tidevann. All videre statistisk behandling ble gjort ved utplukk fra denne basen. Arter som ligner hverandre og er vanskelige å skille i felt, ble slått sammen til grupper i de multivariate analysene (vedlegg 4-2 og 4-3).

#### 4.2.8. Grunnleggende samfunnsparametre

##### *Artsantall*

Dette er det samlede antall plante- og dyrearter som er registrert. De fleste organismene er identifisert til art og for noen dyr er ungfomer og voksne individer skilt i separate enheter. Flere små alger og dyr lar seg kun identifisere ved bruk av spesiell preparering. Disse er identifisert enten til slekt (f.eks. *Cladophora* sp. eller *Cladophora* spp. hvis flere arter kan være tilstede) eller som usikre identifikasjoner med cf. (konferer) foran det sannsynlige artsnavnet. Noen få dyr er bare bestemt til orden, klasse eller rekke (f.eks. "Porifera indet" som inneholder enkelte uidentifiserte svamper).

##### *Forekomst*

Ved beregning av samfunnsindekser for transektregistreringene, ble forekomsten (1 - 4) av hver art på hvert dybdeintervall (1 meter) summert, slik at hver art fikk en forekomst pr. registrering.

Forekomsten i rammeundersøkelsene baserer seg på frekvensen av tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse (1/0) i de 30 rutene som ble undersøkt på hvert av de to nivåene.

##### *Diversitet*

Et karakteristisk mønster hos de fleste biologiske samfunn er at de består av forholdsvis få arter som er vanlige og et større antall som er mer sjeldne. Den vanligst benyttede måten å beskrive dette mangfold på, er å bruke Shannon-Wieners diversitetsindeks (H) (Shannon & Weaver, 1963). Indeksen baserer seg på artsantall og tetthet (her forekomst) av de enkelte arter, og høy diversitet indikerer stort mangfold.

##### *Dominans*

Dominans defineres som forekomst av en art  $a$  i prosent av den totale sum av artenes forekomst. Høye verdier indikerer et samfunn dominert av en art. Dominansprofilene fremstiller dominansmønsteret innen en prøve eller et samfunn. Dominansprofilene egner seg godt til å påvise endringer i dominansforhold som effekt av stress og har med hell vært brukt på data fra littoral

bløt- og hardbunn (Shaw *et al.*, 1983, Pedersen *et al.*, 1990).

For hver rammeregistering er artene rangert langs x-aksen etter synkende dominans, og hver arts dominans (tetthet) er plottet mot skalaen på y-aksen. Dette gir en kurve som stiger mot y-aksen. Formen på kurven, - spesielt endring i hvor bratt den stiger, gir et bilde av artenes dominansfordeling. Jevn stigning mot y-aksen indikerer et samfunn der dominansen gradvis øker fra de sjeldne til de vanlige artene. Bratt stigning indikerer et samfunn dominert av bare noen få eller én art. I dominansplottet er bare de 20 vanligste artene inkludert.

### **Jevnhet**

Jevnhet, eller evenness, indikerer fordelingen av individer (forekomst) på de forekommende artene. Høye verdier (ca. 0.5 - 1.0) indikerer at observasjonene er jevnt fordelt over alle artene.

### **Multivariate analyser**

For å kunne dokumentere om en eventuell forandring i artssamfunnene mellom årene har vært signifikant eller ikke, har en benyttet multivariatanalysene "cluster" og MDS (Non-Metric Multi Dimensional Scaling).

Cluster-metoden vil i prinsippet forsøke å finne "naturlige grupperinger", slik at prøver innen en gruppe er mer like enn prøver i andre grupper. Metoden er nærmere beskrevet i Clifford & Stephenson (1975).

Før databearbeiding ble alle datasett rot-transformerte. Cluster og MDS-analysene tar utgangspunkt i en likhetsmatrise (similaritetsmatrise), og det er benyttet Bray-Curtis likhetsindeks til beregning av denne matrisen. Prøvene er deretter gruppert etter Hierarchical Agglomerative-metoden og fremstilt i et dendrogram. Til fremstilling i dendrogram er det benyttet Group Average-Linking. Videre er likhetsmatrisen benyttet til MDS.

MDS forsøker å konstruere et "kart" i et visst antall dimensjoner (her 2-dimensjonalt) ved å benytte informasjon i form av "det er kortere avstand mellom prøve 1 og 4 enn mellom 1 og 3". Avstandene i mm mellom forskjellige prøvepar i et MDS-plott tilsvarer graden av forskjell mellom prøvene. Alle prøver testes mot hverandre (Kruskal & Wish, 1978).

En stressfaktor beregnes etter hvor god tilpasning det er mellom similaritetsmatrisen og hvordan avstandene mellom prøvene er fremstilt i plottet. Stressfaktoren betegner korrelasjonen mellom similaritet og plott etter følgende kriterier:

- Stress < 0.05 plottet gir en **utmerket** representasjon av sammenhengen.
- < 0.1 plottet gir en **god** representasjon av sammenhengen.
- < 0.2 plottet gir en **antydningmessig** representasjon av sammenhengen. Plottet vurderes med forsiktighet.
- < 0.3 plottet gir en **noe bedre enn tilfeldig** representasjon av sammenhengen mellom prøvene.

For å teste om MDS-plottet gir signifikante forskjeller mellom prøver, benyttes en test kalt ANOSIM. Dette er en test basert på permutasjoner (omordner elementer i en gruppe etter Monte Carlo-metoden (Hope, 1968)) og setter ingen betingelser for "likhet i varians", noe som er en betingelse for ordinære multivariansanalyser. De ulike arters betydning for utfallet av de multivariate analysene ble undersøkt ved hjelp av en test kalt SIMPER.

Under de multivariate analysene ble det for algenes vedkommende foretatt 12 grupperinger hvor 23 arter inngikk (vedlegg 4-2). Disse sammenslåingene gjaldt for analyser av transektene for 1991/92, samt ved sammenligning mellom før- og ettersituasjonen. Den ble ikke foretatt ved analyser på det separate materialet for 1981/82. Det ble også foretatt en gruppering av dyrene, 101 arter/taxa fordelt på 31 grupper ved de multivariate analysene på transektundersøkelsene fra 1991/92 (vedlegg 4-3).

#### 4.2.9. Forurensningsindeks

Denne indeksen bruker alger som indikatorer på forurensning, og den bygger på erfaringene om at noen alger synes å favoriseres, mens andre hemmes av overgjødning. Indeksen blir beregnet ut fra tilstedeværelse/fravær av disse indikatoralgenene på stasjonene, og verdier over 1.0 indikerer en overgjødning. Systemet er utviklet i Finland og i Sverige (Lindgren (upubl.), referert hos Wallentinus, 1979) og er senere blitt tilrettelagt for undersøkelser i Sandefjordsfjorden av Iversen (1981). Ved undersøkelsene i Glomfjord i 1981 - 82 og 1991 - 92 ble forurensningsindeksen også beregnet, men da kun basert på arter i fjærebeltet. En nærmere redegjørelse for indeksen og de arter som er med i beregningene, er gitt i Molvær *et al.* (1984).

#### 4.2.10. Tidligere undersøkelser

Ved basisundersøkelsen i Glomfjord (1981 - 82) ble det utført strandsoneundersøkelser på 12 stasjoner. På 5 av disse ble det også utført dykkerundersøkelser i 1981. Det ble i tillegg analysert på innhold av miljøgifter i blåskjell, O-skjell og grisetang, samt innhold av nitrogen og fosfor i blæretang og grisetang. Resultatene er rapportert i Molvær *et al.* (1984).

I resultatkapitlet (4.3) vil undersøkelser fra 1991 - 92 bli sammenlignet med aktuelle resultater fra undersøkelsene i 1981 - 82. Data for 1991 - 92 ble registrert i en skala fra 1 - 4, mens skalaen i 1981 - 82 var fra 1 - 3. I siste periode ble verdien 1 gitt enkeltforekomster, mens disse ikke ble registrert i 1981 - 82. Alle 1991 - 92-verdier ble derfor redusert med 1 for å kunne sammenlignes med de tidligere beskrevne indekser. Registreringene fra 1981 - 82 (tabell A1 i Molvær *et al.*, 1984) ble også justert noe ettersom det ble operert med mellomliggende verdier. Disse justeringene ble basert på håndskrevne notater fra undersøkelsen.

### 4.3. Resultater

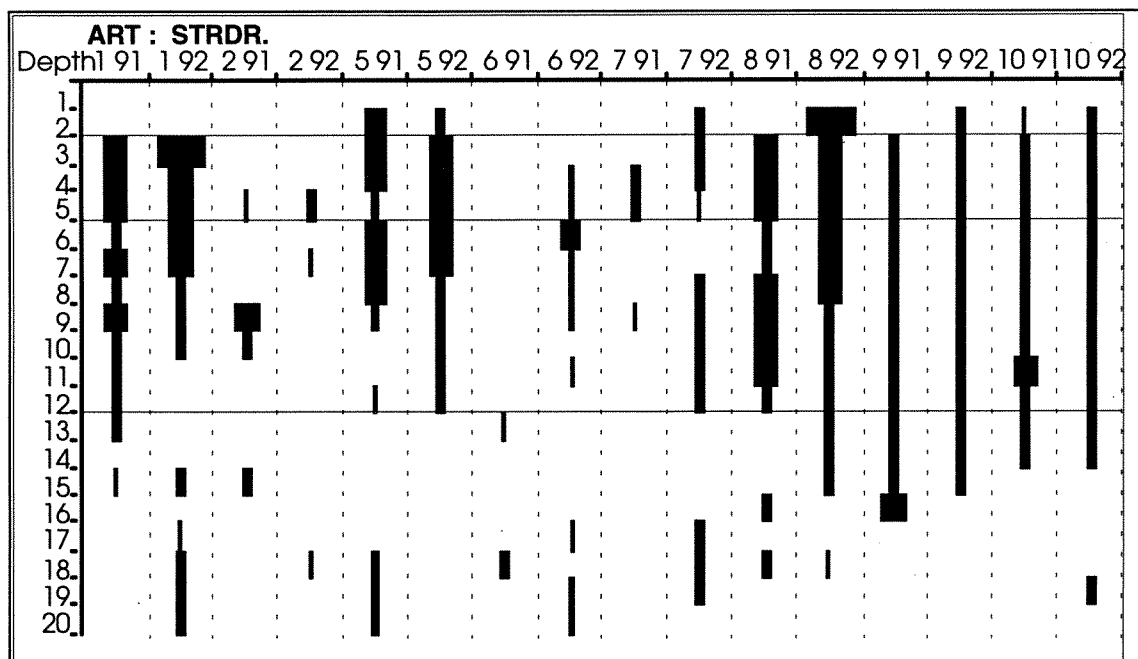
- Hele fjorden er utsatt for en kraftig beiting fra kråkeboller.  
- Det kan fortsatt påvises effekter fra næringssaltutslipp på gruntvannsfloraen.

#### 4.3.1. Generelle trekk ved fjorden

Glomfjord er utsatt for kraftig beiting fra kråkeboller, men beitepresset varierer fra stasjon til stasjon og fra år til år. Det er i særlig grad bunnområder med en helning på mindre enn ca. 80° som er utsatt for beitingen. Forekomsten av kråkeboller var i perioden størst på Bi 8, som er den nest ytterste stasjonen (figur 4.3). Stasjonene 2, 6 og 7 viste de laveste forekomstene. Substratet vil ha en viss betydning for utbredelsen, men en ser at det f.eks. på stasjon 1 ble funnet store

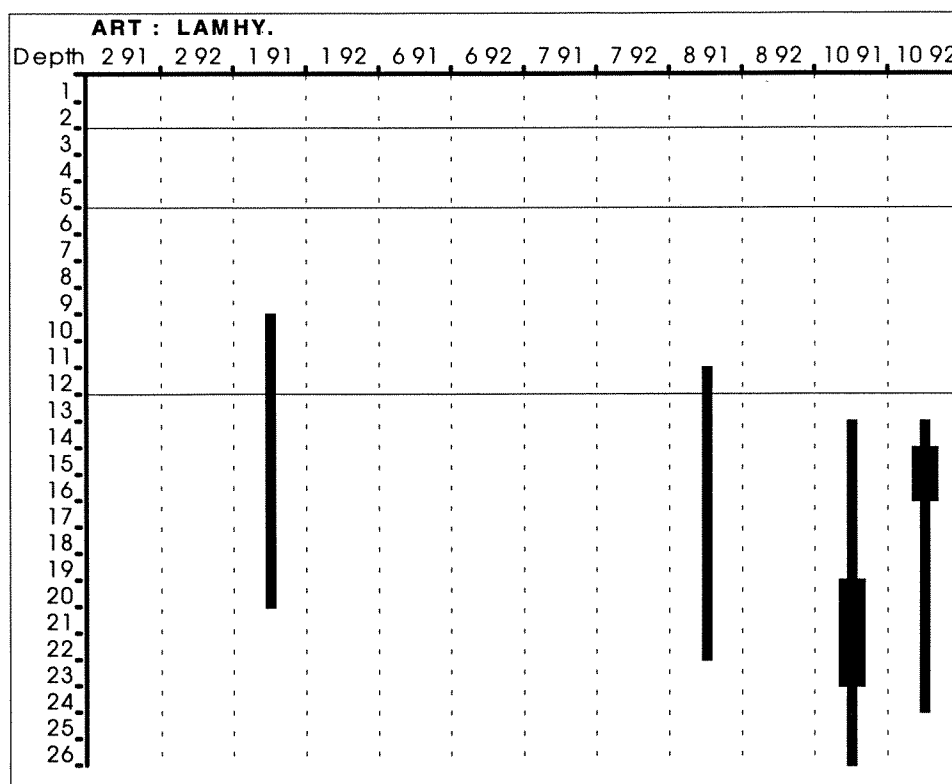
mengder kråkeboller, enda bunnen til en stor del består av sand (tabell 4.2). På samtlige stasjoner ble de fleste kråkeboller funnet fra området rett under fjæra og ned til 12 - 13 meters dyp, og det var i dette området den kraftigste beitingen ble registrert. Det var ikke alltid sammenheng mellom graden av nedbeiting og mengde observerte kråkeboller: ett eksempel er stasjon 9, hvor det ble observert spredte forekomster av små kråkeboller, enda bunnen her var den kraftigst nedbeitede av samtlige stasjoner.

Det ble tilsammen funnet 3 kråkebollearter i Glomfjord, men det var Drøbak-kråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) som var den dominerende av de tre.



**Figur 4.3.** Forekomst av kråkebollen *Strongylocentrotus droebachiensis* fra 0 - 20 m dyp i 1991 og 1992 på samtlige stasjoner i Glomfjord. (X-aksen viser dyp i meter, mens Y-aksen viser stasjon og år).

Beitingen fra kråkeboller gir det mest synlige utslaget i det lokalt nesten totale fravær av oppreiste alger. Som et eksempel er utbredelsen av stortare i Glomfjord vist i figur 4.4. Mengden av de dyr som er assosiert til algesamfunnene vil, som en følge av mangelen på alger, også bli redusert. Kråkebollenes kraftige kjever skader i tillegg mye av den øvrige fastsittende faunaen. Overheng, sprekker og andre lignende områder av bunnen som ikke er utsatt for beiting fra kråkeboller, hadde en rikere og mer variert fauna enn den øvrige bunnen. Tilsvarende nedbeiting av alger er observert fra mange andre områder langs vår kyst (Sivertsen, 1982; Hagen, 1983), - blant annet den nærliggende Holandsfjorden (Molvær *et al.*, 1994). Ved undersøkelsene av Glomfjord i 1981/82 ble det også funnet store bestander av kråkeboller på enkelte steder. Forekomstene den gang kunne imidlertid ikke alene forklare det forholdsvise lave antall algearter som da ble funnet på dypere vann (Molvær *et al.*, 1984).



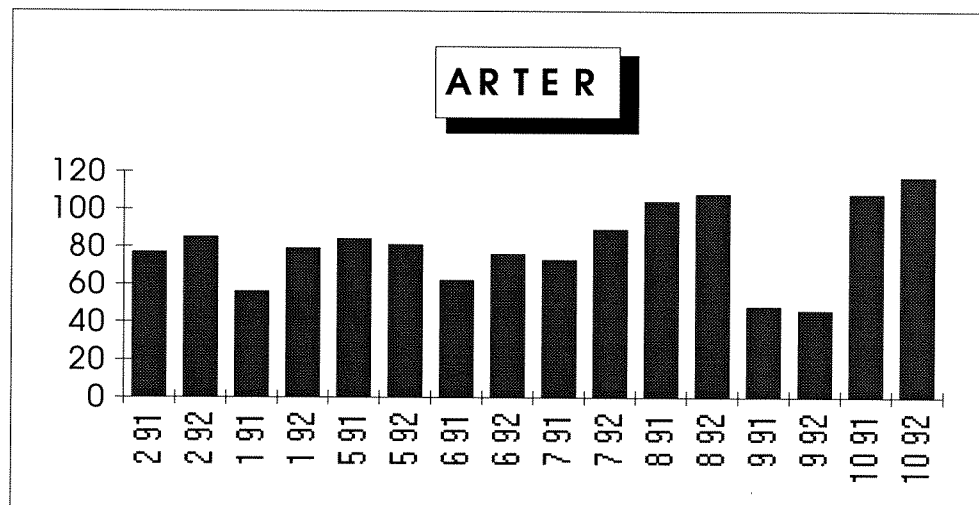
**Figur 4.4.** Utbredelsen av stortare (*Laminaria hyperborea*) nedover i dypet på noen av stasjonene i Glomfjord i 1991 og 1992. (X-aksen viser dyp i meter, mens Y-aksen viser stasjon og år).

Kråkebollenes kraftige beiting i hardbunnsamfunnene fører til at eventuelle effekter fra næringssaltutslipp på samfunnsstrukturen, helt eller delvis vil maskeres. Av denne grunn (det forutsettes at beitepresset fra kråkeboller ikke har noen sammenheng med overgjødning) vil det, ved sammenligningen med undersøkelsene i 1981 - 82, bli fokusert på forholdene i fjæra. Dette er et område som normalt er lite utsatt for beiting fra kråkeboller fordi denne dyregruppe er følsom overfor uttørring og ferskvannspåvirkning.

Antall taxa (arter/kategorier) av alger og dyr registrert ved transektundersøkelsene i Glomfjord, er vist i figur 4.5, og komplette artslistene finnes i vedlegg 4-4. De 2 ytterste stasjonene (8 og 10) hadde den største artsrikdommen, mens stasjon 9 hadde den laveste. Transektene på stasjonene 1, 2 og 6 består til en stor del av sandbunn, med spredte stein som eneste harde substrat (tabell 4.2). Det er sannsynlig at en hadde funnet flere arter på disse stasjonene hvis det hadde vært større tilgang på hardt substrat. Stasjon 9, som var artsfattigst, er den grunneste stasjonen som i tillegg var meget kraftig nedbeitet. Det ble i gjennomsnitt registrert noen flere dyrearter pr. stasjon i 1992 enn i 1991, men forandringen var ikke signifikant ( $p = 0,3$ ). Rådata fra transektundersøkelsene er vist i vedlegg 4-5 og 4-6. Samfunnsindekser beregnet ut fra de samme undersøkelsene er vist i vedlegg 4-7.

**Tabell 4.2.** Tabellen viser i grove trekk substratet nedover i dypet på de ulike stasjonene, samt største registreringsdyp.

Dyp/ St.	Bi 1	Bi 2	Bi 5	Bi 6	Bi 7	Bi 8	Bi 9	Bi 10
Fjæra	fjell	fjell	fjell	fjell	fjell	fjell	fjell	fjell
3 - 10 m	sand m. stein	sand m. stein	steinur	sand m. stein	fjell	fjell	fjell	fjell
11 - 20 m	sand m. stein	sand m. stein	steinur	sand m. stein	steinur	fjell	fjell	steinur fjell
20 - 30 m		fjell	fjell	sand m. stein	steinur	fjell		steinur fjell
maks dyp	21 m	27 m	27 m	26 m	30 m	30 m	15 m	30 m



**Figur 4.5.** Antall arter (alger og dyr) funnet på de ulike stasjonene i Glomfjord i 1991 og 1992. (Y-aksen viser antall arter, mens X-aksen viser stasjon og år).

#### 4.3.2. Stasjonsbeskrivelser - samfunnenes hovedelementer

##### *Stasjon Bi 1*

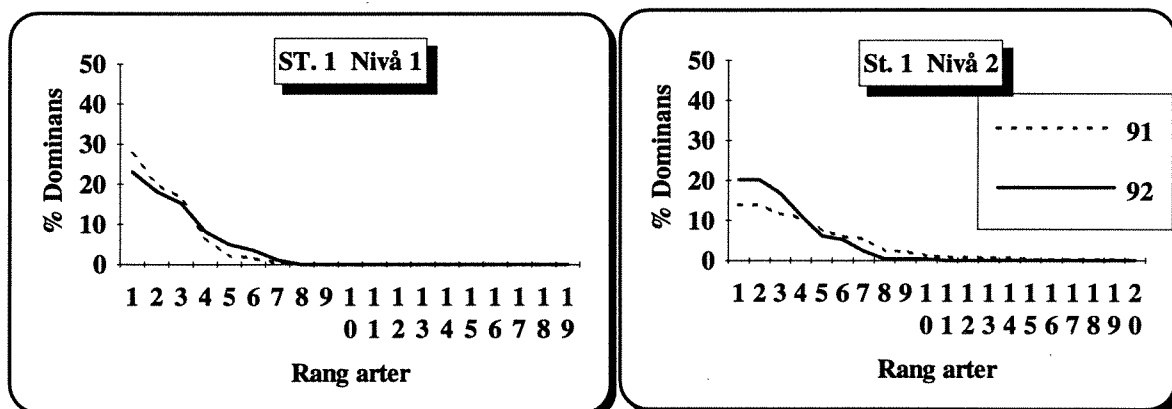
Denne stasjonen måtte plasseres noe lenger vest enn den opprinnelige Bi 1a fordi Hydro har forlenget sin lastekai videre vestover. Stasjonen ligger nå ca. 50 m vest for det landbaserte smoltanlegget og 5 - 600 m vest for fabrikkens utslipp. Ved smoltanlegget er det minst 2 grunne utslipp som kan påvirke lokaliteten. Bunnen består til stor grad av sandflater med enkelte store stein og røys av litt mindre stein. De øverste metrene er glatt fjell.

Området var sterkt nedbeitet av kråkeboller, særlig fra 4 - 10 m dyp, og det ble heller ikke funnet noen tangarter (*Fucoider*) i strandsonen. Sukkertare (*Laminaria saccharina*) ble funnet spredt under 9 m dyp. Ellers var stasjonen karakterisert av et **dominerende belte av grønnalgen *Blidingia minima*** i fjæra begge årene. Det var spredt med store rødspetter på sandbunnen, og det ble også registrert spredt med *Ophiodromus flexuosa*. Denne børstemarken kan være en indikasjon på at området er organisk belastet. Forskjellene mellom 1991 og 1992, som i særlig grad gjelder et større innslag av flere små og uanselige arter i 1992, skyldes sannsynligvis bedre registreringsforhold i 1992. En kan imidlertid ikke se bort fra at forskjellen faller innenfor den naturlige årsvariasjonen eller at den skyldes ulikt beitepress mellom årene. Samfunnsparametre og de 5 vanligste artene på stasjonen er vist i tabell 4.3.

**Tabell 4.3.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 1.

År	1991	1992
Arter	56	79
Forekomst	641	815
Dominans	11	8
Diversitet	3.4	3.8
Jevnhet	0.5	0.5
Fem vanligste arter	<i>Coralliniacea indet.</i> Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triqueter.</i> <i>Pagurus bernhardus.</i> <i>Phycodryx rubens.</i>	<i>Coralliniacea indet.</i> <i>Pomatoceros triqueter.</i> Brunt på fjell - mørkt. <i>Pagurus sp.</i> <i>Strongylocentrotus droebachiensis.</i>

Ved rammeregistreringene ble det funnet forholdsvis få arter på begge nivåene (figur 4.6). Dette er normalt i den øvre fjæra (nivå 1), mens det normalt burde ha blitt funnet flere arter på nivå 2. Dominerende arter i den øvre fjæra var den lille brunalgen *Petroderma maculiforme* sammen med rur (*Balanus balanoides*) og strandsnegl (*Littorina sp.*) Grønnalgen *Blidingia minima* var også tilstede i store mengder, og dette indikerer høy næringssalttilgang. Nedre nivå var dominert av rødalgen krusflik (*Chondrus crispus*) og grønnalgen *Chaetomorpha capillaris*. Strandsnegl og purpursnegl (*Nucella lapillus*) var de vanligst forekommende blant dyrene.



**Figur 4.6.** Dominansprofiler for nivå 1 og 2 (alger og dyr slått sammen) på stasjon Bi 1. Rådata er vist i vedlegg 4-8 og 4-9.

## Stasjon Bi 2

Stasjonen ligger like vest for et elveutløp (Mitelva). Mestparten av bunnen består av sand og fast leire med steiner spredt. De øverste par metrene er fjell og de nederste 5 - 6 m er nedslammet fjell. Generelt var stasjonen moderat til kraftig nedslammet under tangbeltet. Stasjonen var også preget av beiting.

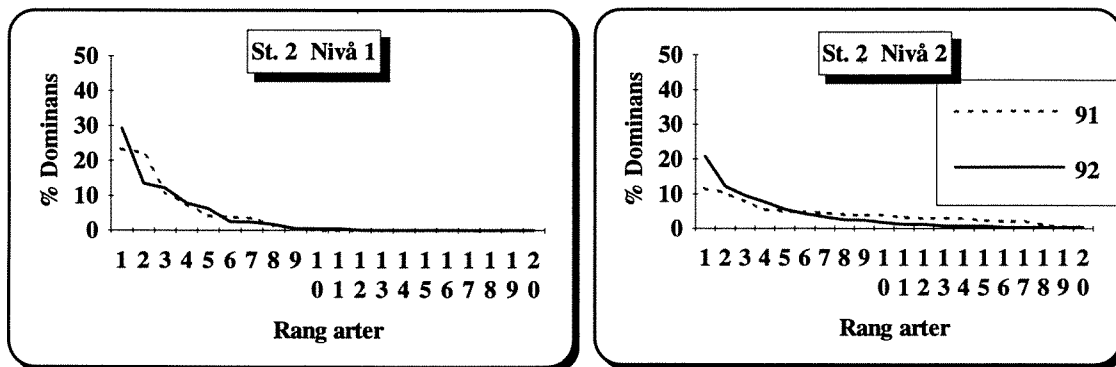
Øverst i fjæra forekom grønnalgen *B. minima*, og under denne et velutviklet tangbelte hvor grisetang og sagtang var dominerende. Det var en sterk sonering av algene. Blæretang var også vanlig på stasjonen i de øverste 4 meter. I tangbeltet ble det registrert i overkant av 30 assosierte algearter begge årene. I 1991 ble det ikke funnet noen alger mellom 10 - 17 m dyp, mens det i 1992 ble funnet spredte forekomster av sukkertare på samme dyp. Dette kan tyde på at beitepresset på denne stasjonen har vært mindre i 1992 enn 1991. Mye flyndre og *O. flexuosa* på bløtbunnen. Stasjonen hadde en diversitet på 3,9 som er nesten like høyt som på st. 10, - den ytterste stasjonen. Det var primært algeforekomstene som bidro til den høye diversiteten. Samfunnsparametre og de 5 vanligste artene er vist i tabell 4.4.

**Tabell 4.4.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 2.

År	1991	1992
Arter	77	85
Forekomst	515	682
Dominans	9	6
Diversitet	3.9	3.9
Jevnhet	0.6	0.6
Fem vanligste arter	Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triqueter</i> . <i>Coralliniacea indet</i> . <i>Phyllophora truncata</i> . <i>Phycodrys rubens</i> .	<i>Audouiniella spp.</i> <i>Asterias rubens</i> . <i>Pomatoceros triqueter</i> . <i>Phyllophora truncata</i> . <i>Laminaria saccharina</i>

Øvre rammennivå var dominert av grønnalgen *B. minima* og "grønt på rur" (ikke artsbestemt grønnalge) sammen med den skorpedannende rødalgen fjæreblood (*Hildenbrandia rubra*). Grisetang og *Fucus* sp. var også vanlige. Det var svært liten forekomst av dyr på øvre nivå. Nedre nivå var dominert av blåskjell (*Mytilus edulis*) og krusflik. I 1991 ble det her funnet 36 arter alger og dyr, hvilket er det høyeste som er blitt registrert innenfor rammene i Glomfjord. Det lavere artsantall i 1992 skyldes sannsynligvis dårlige registreringsforhold. Av samtlige stasjoner hadde st. 2 den høyeste diversiteten på øvre nivå, og den nest høyeste på nedre nivå. Dominansprofiler fra rammeregistreringene er vist i figur 4.7.





Figur 4.7. Dominansprofiler for nivå 1 og 2 (alger og dyr slått sammen) på stasjon Bi 2. Rådata er vist i vedlegg 4-8 og 4-9.

### Stasjon Bi 5

Denne stasjonen er plassert sør i fjorden, ca. 50 m øst for elveutløp i Mugskogdalen. Bunnen består nederst av bratte fjellvegger og videre oppover av steinur på moderat skrånende sandbunn. Selve strandsonen er svaberg.

Tabell 4.5. Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 5.

År	1991	1992
Arter	84	81
Forekomst	653	818
Dominans	14	11
Diversitet	3.5	3.6
Jevnhet	0.4	0.4
Fem vanligste arter	Brunt på fjell - mørkt. <i>Coralliniacea indet.</i> <i>Pomatoceros triqueter.</i> <i>Strongylocentrotus droebachiensis.</i> <i>Phycodryx rubens.</i>	<i>Coralliniacea indet.</i> <i>Pomatoceros triqueter.</i> Brunt på fjell - mørkt. <i>Pagurus sp.</i> <i>Phycodryx rubens.</i>

Fra ca. 20 m dyp og opp til fjæra var det sterkt nedbeitet av kråkeboller som også var tilstede i store mengder. På fjære sjø ble det observert kråkeboller sittende over vannflaten! Imidlertid var det en frisk og normal flora og fauna i de øverste 2 m. En kunne tydelig registrere at alle flater med helning mindre enn ca. 80 grader var utsatt for størst beitepress. På vertikale vegger og overheng var det en ganske rik fauna som var dominert av kalkrørmark. De få tareplantene som sto igjen hadde også en forholdsvis rik påvekst av dyr. Snegler og eremittkreps var ofte kraftig begrodd av tildels store kalkrørmark. De fleste algene funnet i de øvre 3 m, men totalt sett var det en fattig flora. Fra 4 - 12 m ble det bare registrert skorpeformede alger mens det under 16m ble det funnet spredte forekomster av sukkertare og stortare. Stasjonen hadde en forholdsvis høy dominans og lav jevnhet, noe som skyldes at det var noen få arter som hadde høy forekomst. Samfunnsparametre og de 5 vanligste artene er vist i tabell 4.5.

**Tabell 4.6.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 6.

År	1991	1992
Arter	62	76
Forekomst	586	888
Dominans	12	10
Diversitet	3.4	3.7
Jevnhet	0.5	0.5
Fem vanligste arter	<i>Coralliniacea indet.</i> <i>Phycodrys rubens.</i> <i>Pomatoceros triqueter.</i> <i>Laminaria saccharina.</i> <i>Chaetomorpha capillaris.</i>	<i>Pomatoceros triqueter.</i> <i>Coralliniacea indet.</i> <i>Phycodrys rubens.</i> <i>Laminaria saccharina.</i> Brunt på fjell - mørkt.

### *Stasjon Bi 6*

Bunnen består for det meste av sand og fast leire med spredte stein. På bunnen var det også lommer hvor det hadde samlet seg mye organisk materiale, og i vannet var det mye avfall fra oppdrettsanlegget. Nedbeitet fra 7 - 14 m. De øverste meter er fast fjell med et **dominerende belte av grønnalger og blågrønnalgen *Spirulina* sp.**, hvilket indikerer at området er belastet av næringsalter. Tang til N- og P-analyser ble ikke funnet på stasjonen og måtte derfor samles inn et par hundre meter lenger vest (Bi 6c). I 1991 ble det ikke funnet noen alger fra 4 - 9 m dyp, mens det i 1992 ble funnet 12 - 13 arter i samme område. Forekomsten av sukkertare var også større i 1992 enn i 1991. Dette indikerer enten naturlige svingninger eller at beiteforholdene har vært forskjellige de to årene. Sammenlignet med de andre stasjonene var blåskjellforekomstene små, og purpursnegl var fraværende fra stasjonen, men vanlige noen hundre meter lenger vest. Det kan virke som om de øverste metre, hvor vannet var svært turbid, er påvirket av utslipp fra fabrikk og/eller smoltanlegget. Samfunnsparametre og de 5 vanligste arter er vist i tabell 4.6.

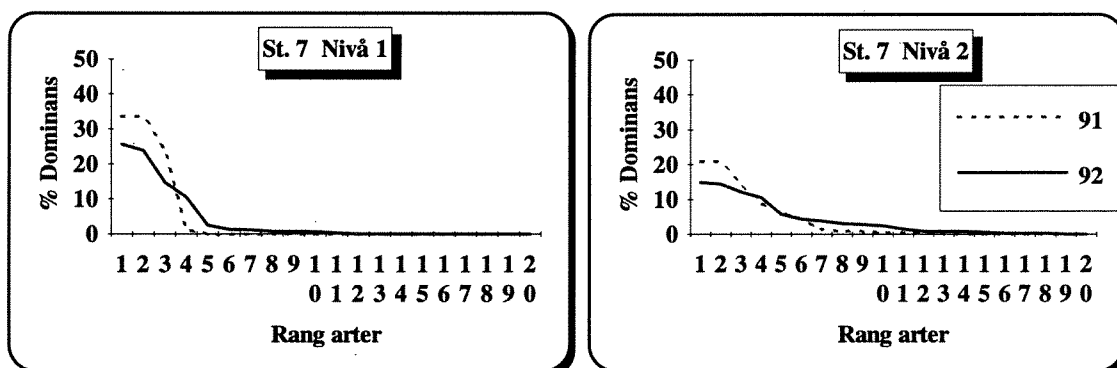
### *Stasjon Bi 7*

Ligger ca. 150 m vest for et luftspenn, og bunnen består av fjellvegger og steinur (sprengstein) på sand. Det lå mye skrap på bunnen, og området var nedslammet. Fjellveggene var nedbeitet mellom 4 og 14 m dyp, mest i 1991, men de tilstedeværende kråkebollene var små og ikke spesielt tallrike. Steinene var mindre nedbeitet og i særlig grad på sidene. Under 14 m dyp var algeforekomstene tilnærmet normale. Forekomst av alger og dyr var betydelig høyere i 1992 enn i 1991. Dette forholdet avspeiler seg i indeksene hvor særlig dominansen forandret seg mellom årene. Grisatang ble samlet inn noe lenger vest fordi den ikke ble funnet på stasjonen. Samfunnsparametre og de 5 vanligste arter er vist i tabell 4.7.

**Tabell 4.7.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 7.

År	1991	1992
Arter	73	89
Forekomst	689	1188
Dominans	15	9
Diversitet	3.5	3.8
Jevnhet	0.4	0.5
Fem vanligste arter	Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triquete.r</i> <i>Coralliniacea indet.</i> <i>Phycodrys rubens.</i> <i>Callophyllis cristata.</i>	Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triquete.r.</i> <i>Coralliniacea indet.</i> <i>Asterias rubens.</i> <i>Hydroides norvegica.</i>

Øvre rammenivå var dominert av rur, strandsnegl og blåskjell, mens grønnalger dominerte floraen (indikerer næringssaltbelastning). Nedre nivå var i likhet med st.1 fattig på alger og dyr, og med blåskjell som den dominerende organismen. Både antall arter og forekomst av alger var høyest for begge nivåene i 1992 (figur 4.8).



**Figur 4.8.** Dominansprofiler for nivå 1 og 2 (alger og dyr slått sammen) på stasjon Bi 7. Rådata er vist i vedlegg 4-8 og 4-9.

**Tabell 4.8.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 8.

År	1991	1992
Arter	104	108
Forekomst	909	995
Dominans	10	10
Diversitet	3.7	3.8
Jevnhet	0.4	0.4
Fem vanligste arter	<i>Coralliniacea indet.</i> Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triqueter.</i> <i>Phycodrys rubens.</i> <i>Cruoria pellita.</i>	<i>Coralliniacea indet.</i> <i>Pomatoceros triqueter.</i> Brunt på fjell - mørkt. <i>Phycodrys rubens.</i> <i>Cruoria pellita.</i>

#### *Stasjon Bi 8*

Denne stasjonen er plassert sør på Mesø. Avvekslende fjell og stein på fjell med moderat helning. Sterkt nedbeitet stasjon, men et rikt dyreliv i sprekker og på vertikale flater mellom 20 og 30 m dyp. Beitepresset så ut til å ha vært like stort i begge undersøkelsesårene. Det ble nesten ikke registrert opprette alger mellom 4 - 11 m dyp, mens fjæra var rik, både med hensyn til alger og dyr. Tangbeltet var imidlertid ikke så velutviklet som en ville forvente. Nedre voksegrense for alger lå dypere enn 30 m. Skorpeformede røde kalkalger var dominerende på stasjonen begge årene. Samfunnsparametre og de 5 vanligste artene er vist i tabell 4.8.

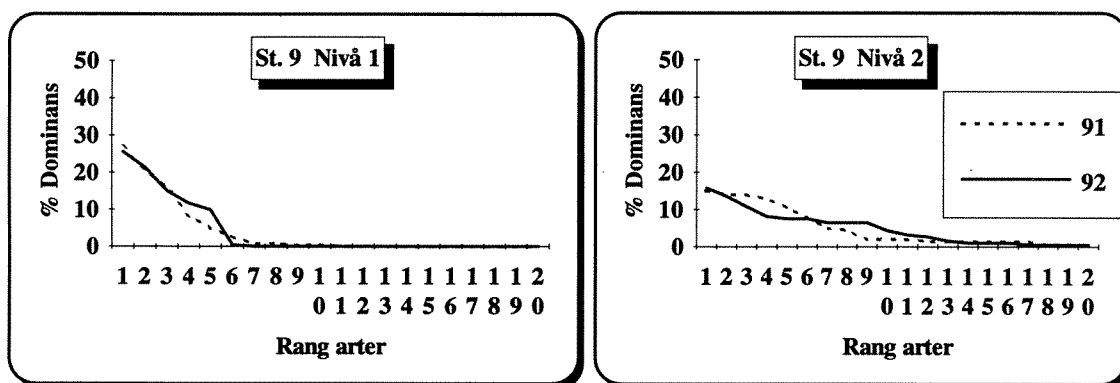
#### *Stasjon Bi 9*

Ligger på sørsiden av den nest sørligste av Sandviksholmene. Bratt fjellvegg fra overflaten og ned til 15 m dyp, hvor det er svakt skrånende sandbunn. Nede ved kanten av veggen ligger det store steiner. Algene var sterkt nedbeitet, og bortsett fra i fjæra var bare skorpeformede alger vanlige eller dominerende. Kråkebollene var imidlertid små, og forekomsten var ikke spesielt stor. I fjæra var ettårige brune- og grønne alger vanlige, og spiraltang (*Fucus spiralis*) dominerte øverst. Overheng, snegler og eremittkreps var kraftig begrodd av kalkrørmark. Alger ble samlet inn på øya rett sør for stasjonen. Stasjon 9 hadde det laveste antall og forekomst av arter blant samtlige stasjoner. En av årsakene til dette er at den bare er 15 m dyp, men hovedårsaken er nok beiting fra kråkeboller. Det ble registrert under 20 algearter begge årene! Samfunnsparametre og de 5 vanligste artene er vist i tabell 4.9.

**Tabell 4.9.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene.

År	1991	1992
Arter	48	46
Forekomst	359	344
Dominans	15	17
Diversitet	3.2	3.1
Jevnhet	0.5	0.5
Fem vanligste arter	Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triqueter</i> . <i>Coralliniacea indet.</i> <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> . <i>Gibbula cineraria</i> .	Brunt på fjell - mørkt. <i>Pomatoceros triqueter</i> . <i>Coralliniacea indet.</i> <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> . <i>Littorina littorea</i> .

Øverste rammenivå var dominert av rur, blåskjell og spiraltang. Ettårige brune og grønne alger var vanlige. På nedre nivå dominerte trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) begge årene. Det var også store forekomster av strandsnegl og røde skorpedannende kalkalger. Øvre rammenivå hadde den nest høyeste diversiteten av samtlige øvre nivåer. Nedre nivå hadde den tredje høyeste diversiteten. Dominansprofiler er vist i figur 4.9.



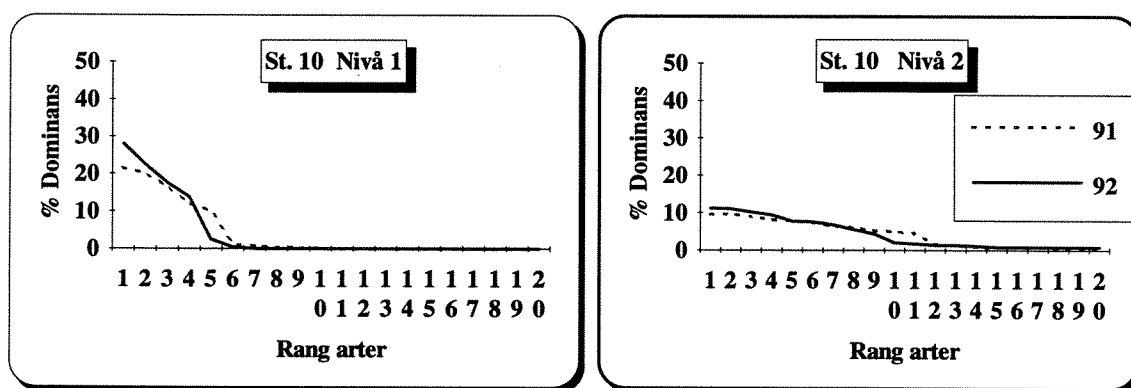
**Figur 4.9.** Dominansprofiler for nivå 1 og 2 (alger og dyr slått sammen) på stasjon Bi 9. Rådata er vist i vedlegg 4-8 og 4-9.

**Tabell 4.10.** Transektregistreringer i Glomfjord. Samfunnsparametre og de 5 vanligst forekommende artene på stasjon Bi 10.

År	1991	1992
Arter	108	117
Forekomst	1017	1325
Dominans	10	7
Diversitet	3.9	4.1
Jevnhet	0.4	0.5
Fem vanligste arter	<i>Coralliniacea indet.</i>	Brunt på fjell - mørkt.
	Brunt på fjell - mørkt.	<i>Coralliniacea indet.</i>
	<i>Pomatoceros triqueter.</i>	<i>Pomatoceros triqueter.</i>
	<i>Phycodryis rubens.</i>	<i>Pagurus sp.</i>
	<i>Ptilota plumosa.</i>	<i>Cruoria pellita.</i>

### Stasjon Bi 10

Denne stasjonen ligger rett øst for Fagerviken, syd på Meløy. Nedre del er fjellbunn av varierende helning, så steinur på sand og noen fjellvegger resten av veien opp. Noe nedslammet på de flakkere partier. Rik og fin stasjon, men ganske nedbeitet på flate områder mellom 4 - 12 m dyp. Velutviklet tareskog med en rik assosiert vegetasjon under 14 m. På Bi 10 ble det funnet arter som en ikke fant på noen av de andre stasjonene. Beitepresset virket noe høyere i 1992 enn i 1991. I sprekker og på steiner var det dominans av kalkrørrormer. Samfunnsparametre og de 5 vanligste artene er vist i tabell 4.10. På øvre nivå ble det registrert få arter (figur 4.10), men dette er normalt siden stasjonen er den mest eksponerte i Glomfjord. Rur, strandsnegl og blåskjell dominerte i området mens "grønt på rur" og en liten brunalge (*Petroderma maculiforme*) som liker seg på eksponerte områder, var vanligst blant algene. På nedre nivå ble det funnet mange arter (28 begge årene) og trekantmark dominerte.



**Figur 4.10.** Dominansprofiler for nivå 1 og 2 (alger og dyr slått sammen) på stasjon Bi 10. Rådata er vist i vedlegg 4-8 og 4-9.

### 4.3.3. Strandsonebefaring

Inspeksjon av strandlinjen fra båt viste normale algeforekomster langs den sørlige delen av fjorden. På flate fjellvegger var forekomstene mindre enn på steiner og i store sprekker, men dette antas å ha sin årsak i større utsatthet for bølger på flate partier. Fra innerst i fjorden og utover langs den nordlige strandlinjen var algeforekomstene normale frem til ca. 300 m øst for fabrikk. Videre utover til stasjon 6 var det stort sett bare grønnalgen *Blidinga* sp., rur og en del blåskjell. Ved stasjon 6 kom spiraltang (*Fucus spiralis*) inn, og algeforekomstene ble noe bedre. Det var imidlertid først ved Næverdalsbukta, over 2 km vest for st. 7, at forekomsten av alger igjen virket normal.

### 4.3.4. Sammenligning av stasjonene

Antall arter og forekomst av disse varierte tildels betydelig fra en stasjon til en annen. Forskjellen mellom stasjonene var kanskje størst for algesammensetningen i fjæra. I intervallet fra 2 - 3 m dyp og ned til omtrent 12 m, bidro en utpreget beiting av kråkeboller til at det var vanskeligere å observere tydelige forskjeller mellom stasjonene. Under ca. 12 - 13 m avtok beitepresset og en frodigere algevegetasjon kunne observeres spesielt på de ytterste stasjonene.

#### *Transekt alger*

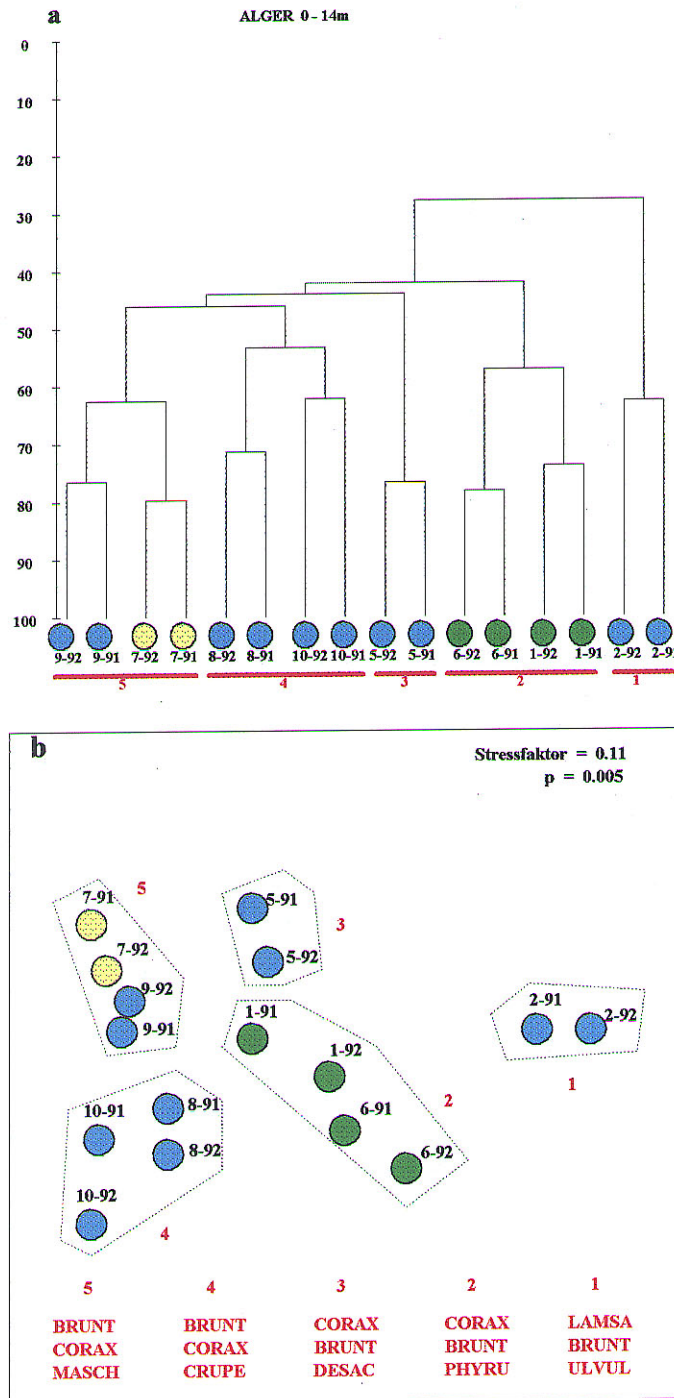
For å lette sammenligningen av stasjonene ble det utført multivariate analyser på resultatene fra dykketransektene. På grunn av beitepresset fra kråkeboller ble disse analysene utført for 3 dybdeintervallet: 0 - 14 m, > 14 m, 0 - 2 m og er nedenfor behandlet i denne rekkefølgen. Figur 4.11 viser et dendrogram a) og et MDS-plott av den observerte algevegetasjonen fra overflaten og ned til 14 m. Et nedre dyp på 14 m ble valgt fordi dette var største observasjonsdyp på stasjon 9.

Av figur 4.11a kan en grovt sett skille ut 5 grupper av stasjoner som sannsynligvis er forskjellige. Gruppe 1 består av stasjon 2 som skiller seg klart fra alle andre stasjoner. Gruppe 2 består av stasjon 1 og 6, mens stasjon 5 på sørsiden skiller seg ut i en egen gruppe (3). Stasjonene 8 og 10 danner gruppe 4 og stasjonene 7 og 9 danner gruppe 5. Ved å betrakte MDS-plottet ser en hvordan gruppene fordeler seg i plottet.

Det er forholdsvis godt samsvar mellom dendrogrammet og MDS-plottet. En stressfaktor på 0.11 gir en brukbar gjengivelse av similaritetsmatrisen, hvor de originale observasjonene inngår.

Figurene viser små forskjeller mellom årene innenfor hver stasjon. Den tildels store forskjellen mellom stasjon 2 og de andre stasjonene skyldes sukkertare, som forekom i større mengder i 1992 enn i 1991. De andre gruppene var like med hensyn til de to mest dominerende artene - skorpeformete kalkalger (CORAX) og en skorpeformet brunalge (BRUNT) (sannsynligvis *Pseudolithoderma* sp.). Det var forskjell i forekomst av de påfølgende algene som skilte stasjonene fra hverandre. Disse sekundære algene forekom tildels på dypt vann (>13 m), da intervallet mellom 2 - 3 og 12 - 13 m i stor grad var nedbeitet. Stivt kjerringhår som er en opportunistisk alge, forekom som den tredje vanligste algen på stasjon 5. Denne stasjonen var også spesielt hardt nedbeitet av kråkeboller og de to opprette algene som forekom grunnere enn 14 m på denne stasjonen, var opportunister (*Desmarestia* spp), og stasjonen ble derfor skilt ut som egen gruppe i figur 14.11a,b. Stasjon 7 som dannet en overgangssone mellom de påvirkete stasjonene 1 og 6, sammenfalt med stasjon 9. Et felles dominerende belte av vorteflik (*Mastocarpus stellatus*) og krusflik (*Chondrus crispus*) kalt MASCH, var medvirkende årsak til at stasjon 7 og 9 ble gruppert sammen. Den samlede testen av variansanalysene viste at stasjonsnettet dannet signifikante grupper av stasjoner ( $p < 0.005$ ). Forskjellen mellom gruppene 2, 4 og 5 var

gruppe 1 og 3 (< 4) gjorde at det var umulig å beregne om forskjellene mellom disse og til de andre var signifikant.

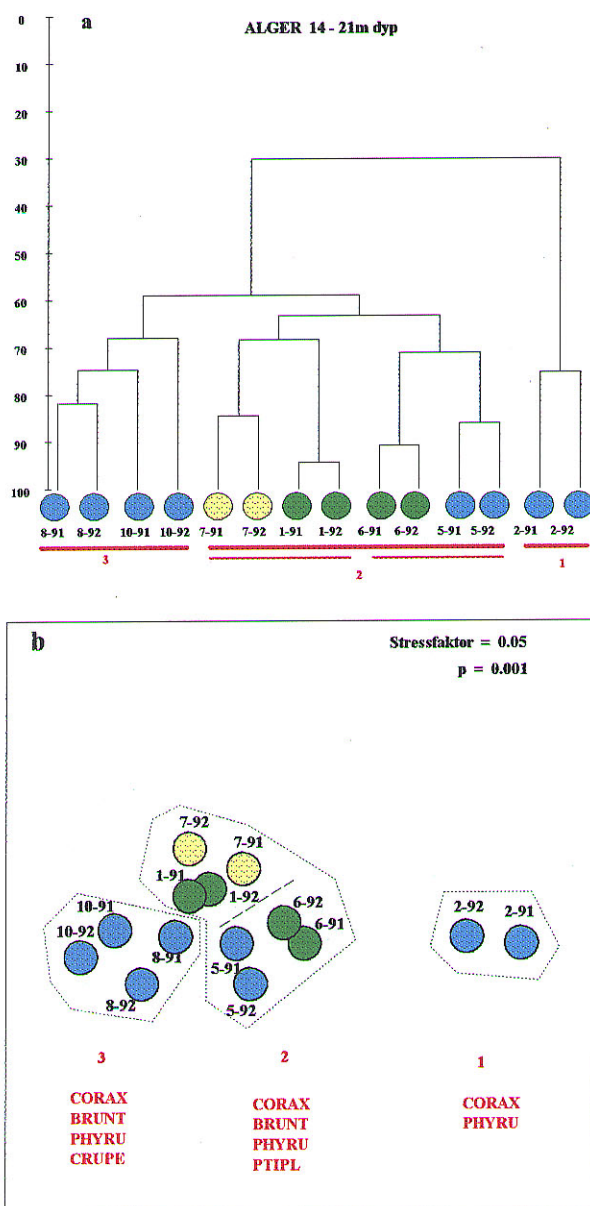


Figur 4.11. a og b.

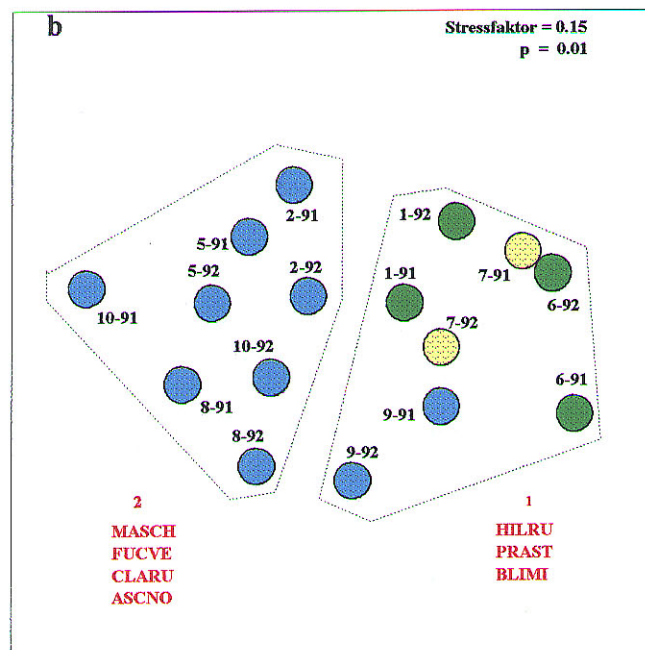
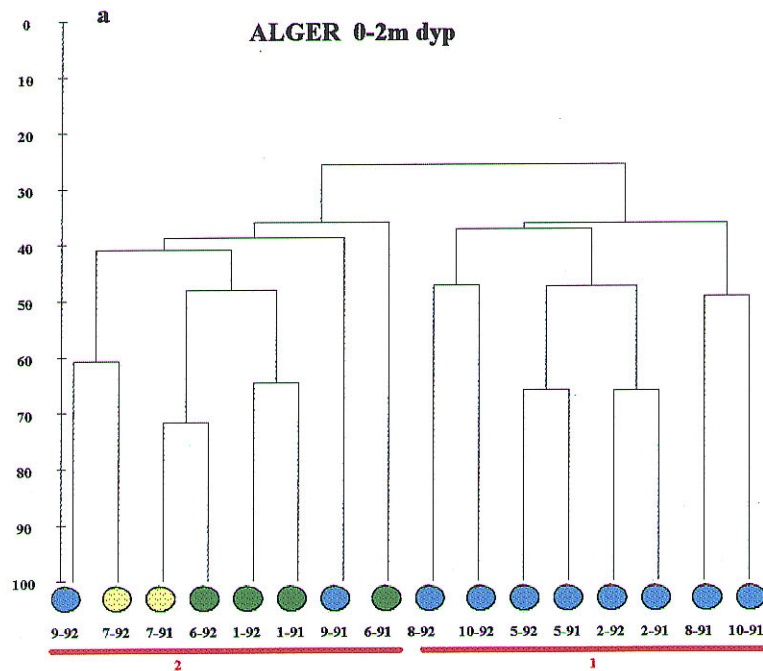
Gruppering av stasjoner mht. artssammensetning av vanlig forekommende alger for alle stasjoner i 1991 og 1992 fra 0 - 14 m dyp. Grønne stasjoner er ansett som påvirket av utslipp til fjorden. Gul farge angir stasjon hvor det har skjedd en endring i tilstand fra 1981/82 til 1991/92. Blå farge angir stasjoner som anses som lite påvirket.



Multivariate analyser ble også utført på artssammensetningen fra flere forskjellige dybdeintervall og ulike utplukkskriterier ble brukt. Ingen av utvalgene ga noen tydelige grupperinger av stasjonene. Dette betyr ikke at stasjonene var like, men at det registrerte materiale var så sparsomt at analysene ikke klarte å skille ut klare grupper basert på alge-sammensetningen. Hovedårsaken til at materialet var så sparsomt ligger i den betydelige nedbeitingen fra kråkeboller i dette dybdeintervallet. I tillegg til nedbeiting vil det for enkelte stasjoner som f.eks. stasjon 2 og 6, være begrenset substrat-tilgjengelighet som en medvirkende årsak.



Figur 4.12. Gruppering av stasjoner mht. artssammensetningen av vanlig forekommende alger for alle stasjoner i 1991 og 1992 fra 14 - 21 m dyp. Forklaring av fargekombinasjoner, se figur 4.11.



Figur 4.13. Gruppering av stasjoner mht. artsammensetningen av vanlig forekommende alger for alle stasjoner i 1991 og 1992 fra 0 - 2m dyp. Forklaring av fargekombinasjoner se fig 4.11.

Figur 4.12 viser at artsammensetningen under 14 m var mer inntakt enn i det nedbeitete intervallet fra 2 - 13 m, og at en igjen kunne skille stasjonene i grupper. Stasjon 9 er ikke inkludert i analysen, da største registreringsdyp var 14 m. De 5 gruppene som ble funnet i figur 4.11, var noe forskjellige fra grupperingen av artsammensetningen i figur 4.12. Fortsatt var stasjon 2 tydelig forskjellig fra de andre stasjonene. Dette har sammenheng med at stasjonen til en stor del består av sandbunn, som er et uegnet substrat for hardbunnsorganismer. Stasjon 5 som var mye nedbeitet, viste fellestrekk med algefloraen på stasjon 6, mens stasjon 7 og 1 også var tildels lik hverandre. De 4 stasjonene ble vurdert å høre til samme gruppe.

De 4 stasjonene ble vurdert å høre til samme gruppe.

På de ytre stasjonene ble artssammensetningen funnet å være tildels lik. Algefloraen i dypvannet skilte stasjonene i tre signifikant forskjellige grupper ( $p < 0.001$ ), og MDS-plottet hadde en lav stressfaktor (0.05).

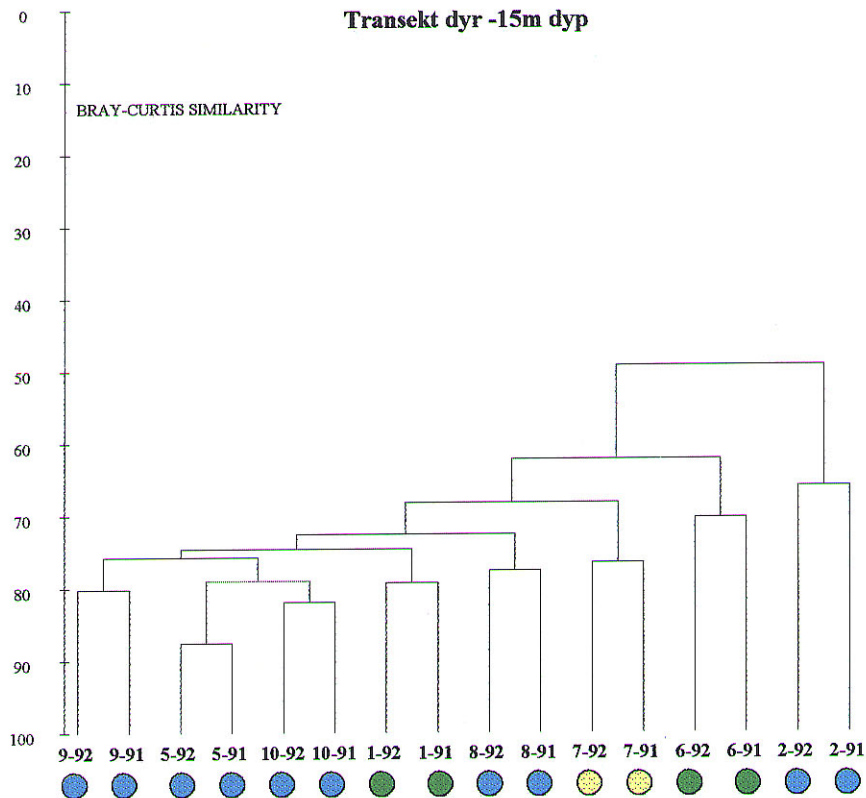
Tilsvarende analyser av algesammensetningen i intervallet mellom 14 - 30 m ga en enda tydeligere gruppering av stasjonene. Skillet mellom de blå stasjonene og gruppen av gule og grønne ble tydeligere ved at en også fjernet stasjon 5 som er den eneste nordvendte stasjonen.

Ettersom det er algevegetasjonen i littoralen (fjærebeltet) og øvre del av sublittoralen som gir den første og kanskje beste indikasjonen på eutrofi, ble alle alger i fjæra med forekomst som spredt eller mer plukket ut fra databasen og analysert. Figur 4.13 viser hvordan algevegetasjonen i fjæra grupperer stasjonene. Oppdelingen i to grupper er klar ( $p < 0.01$ ), men innenfor gruppene var plasseringen av stasjonene vanskelig å tolke. Stressfaktoren gir også et inntrykk av at det var vanskelig å beskrive den innbyrdes plasseringen av stasjoner i bare 2 dimensjoner. Bruk av en tredje dimensjon (opp eller ned i planet) ga god presentasjon av forskjellen mellom stasjonene, men dette var ikke mulig å fremstille her.

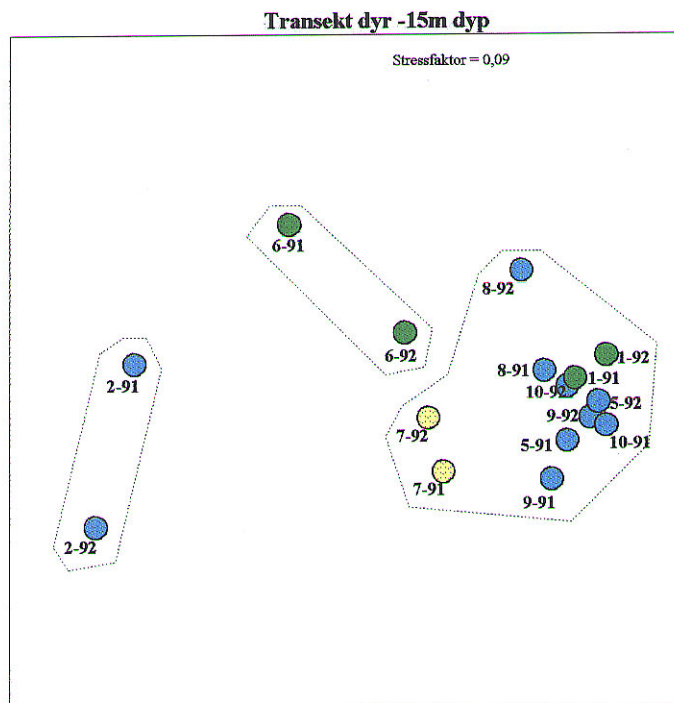
Den viktigste årsaken til den todelte grupperingen var den store mengden av grønnalger, hovedsakelig måsegrønt (*Prasiloa stipitata*) og *Blidingia minima* på stasjonene i den "belastede" gruppen (gule og grønne stasjoner). Gruppe 2 besto av stasjoner med innslag av tang (*Fucus vesiculosus* & *Ascophyllum nodosum*), samt grønndusk (*Cladophora rupestris*). Stasjon 9 falt sammen med de "belastede" stasjonene. Dette skyldes fravær av tang og grønndusk som sannsynligvis var forårsaket av sterk nedbeiting. Stasjonen var derimot ikke belastet med stor grønnalgevekst som de andre i den grønn/gule gruppen.

#### ***Transekt - dyr***

En similaritetsanalyse av resultatene fra transektanalysene ga et dendrogram som viser små forskjeller mellom de to årene innenfor hver stasjon (figur 4.14). Forskjellen mellom stasjonene er større enn mellom årene, og stasjon 2 og 6 skiller seg tydeligst ut fra de andre. Fordi stasjonene er ulik dype, er kun registreringer ned til 15 m dyp med i beregningene.



Figur 4.14. Dendogrammet viser grupperingen av stasjonene i Glomfjord når alle registreringer av dyr mellom 0 - 15 m dyp (unntatt enkeltfunn) er inkludert. Vanskelig identifiserbare arter er slått sammen i grupper. Forklaring av fargekombinasjoner, se figur 4.11.



Figur 4.15. MDS-plott for transektundersøkelsene av dyr i Glomfjord 1991 - 92. Viser gruppe- ringen av stasjoner når alle registreringer mellom 0 - 15 m dyp (unntatt enkeltfunn) er inkludert. Vanskelig identifiserbare arter er slått sammen i grupper. Forklaring av fargekombinasjoner, se figur 4.11

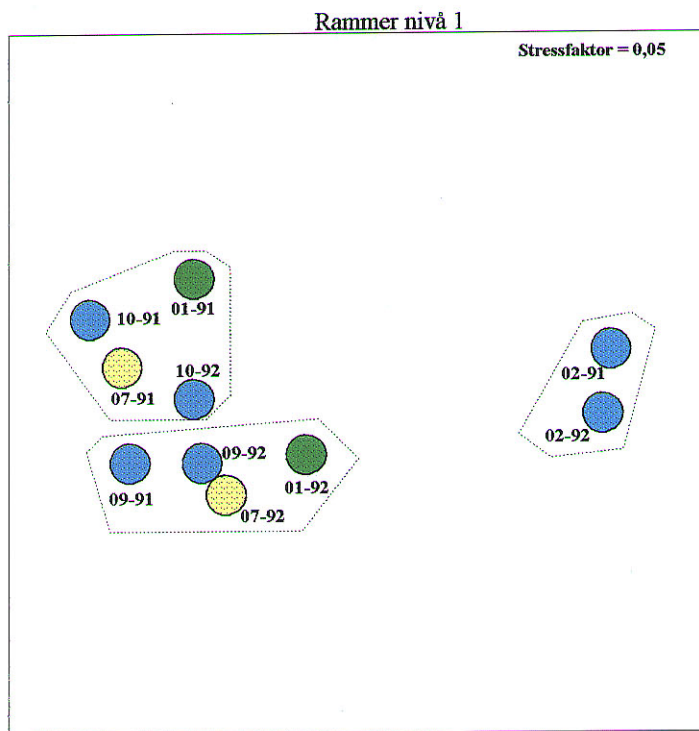
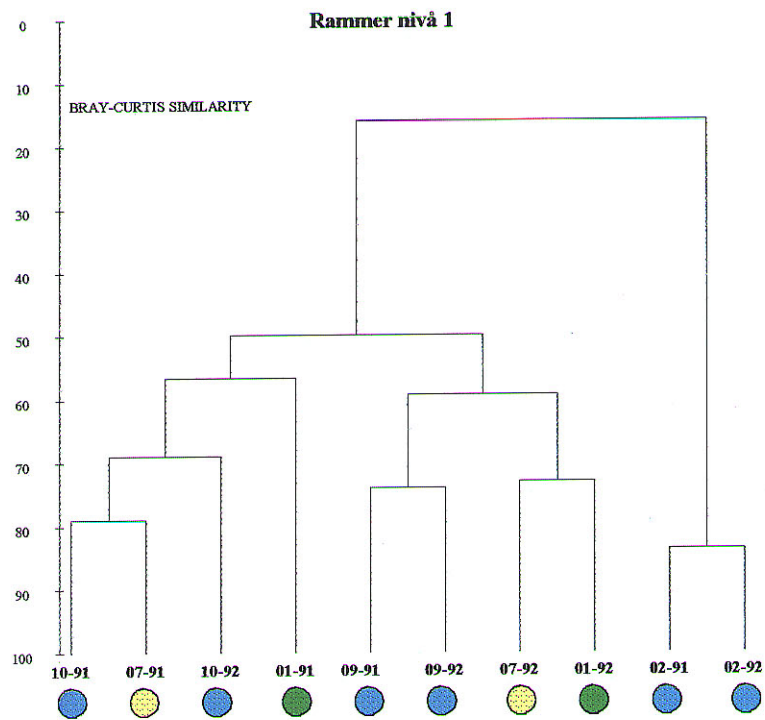
Gruppering av stasjonene, med hensyn til dyr, skiller ikke stasjonene i påvirkede/upåvirkede grupper, slik algeanalysene gjorde. Dette sammenfaller med konklusjonene en trakk ut fra transektundersøkelsene av dyr i 1981 - 82. For å illustrere forskjellene i gruppering ble det valgt å bruke de samme farvekoder for dyr og alger (se figur 4.11 a og b). MDS-plottet (figur 4.15) illustrerer godt at alle stasjoner, unntatt st. 2 og i mindre grad 6, ligger nær hverandre. Rådata fra transektanalysene er vist i vedlegg 4-5 og 4-6.

### **Rammeundersøkelser**

Alge- og dyreregistreringene er her behandlet under ett. På øvre nivå (fjærebeltet) kan en skille ut 3 grupper av stasjoner, men forandringen mellom årene har vært stor bortsett fra st. 2 og 9 (figur 4.16). Fra figuren kan en imidlertid se at forandringen har gått "i samme retning" på samtlige stasjoner, hvilket betyr at de samme grupper/arter har økt/avtatt på stasjonene. Stasjon 2 er meget forskjellig fra de andre stasjonene, og hovedgrunnen til dette er fraværet av rur, sammen med store forekomster av grønnalgen *B. minima* og rødalgen "fjæreblood".

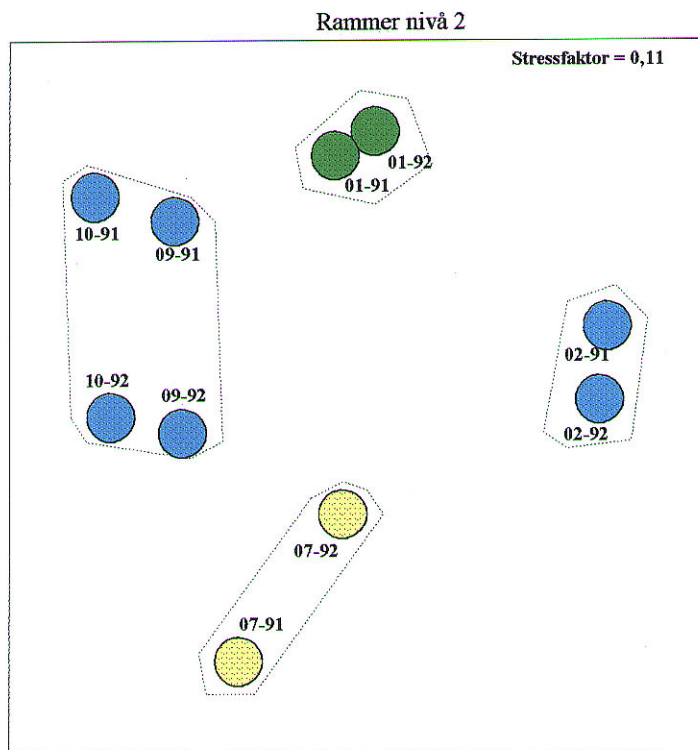
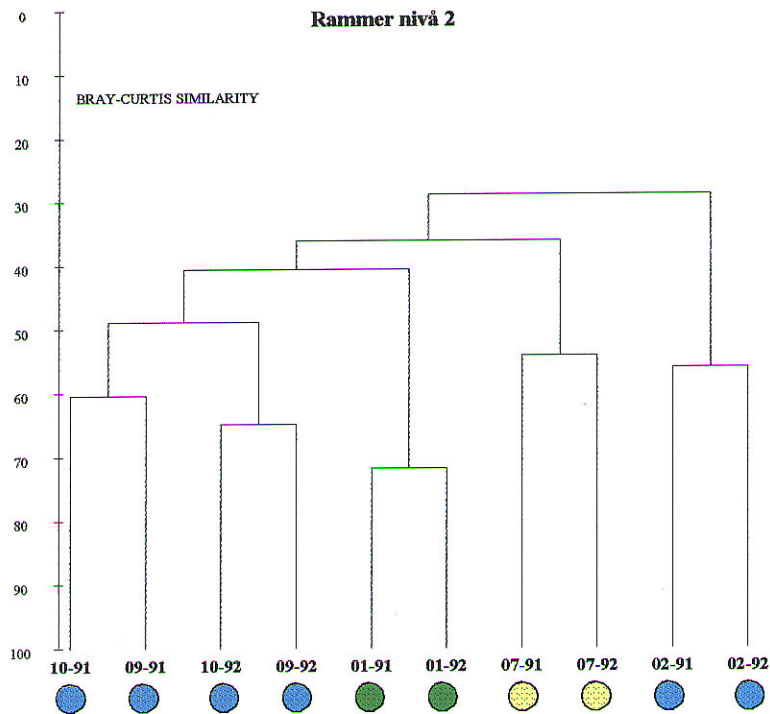
På nedre nivå er derimot forskjellen mellom stasjonene større enn mellom årene, og en kan karakterisere den som stor mellom samtlige stasjoner (figur 4.17). Også her er det stasjon 2 som skiller seg mest ut fra de andre stasjoner.

I vedlegg 4 er det gitt en oversikt over samfunnsparametre og de 5 vanligste artene ved hver registrering. Rådata fra rammeundersøkelsene er vist i vedlegg 4-8 og 4-9.



**Figur 4.16.** Dendrogram og MDS-plott for rammeundersøkelsene på nivå 1. Dyr og alger er behandlet under ett.

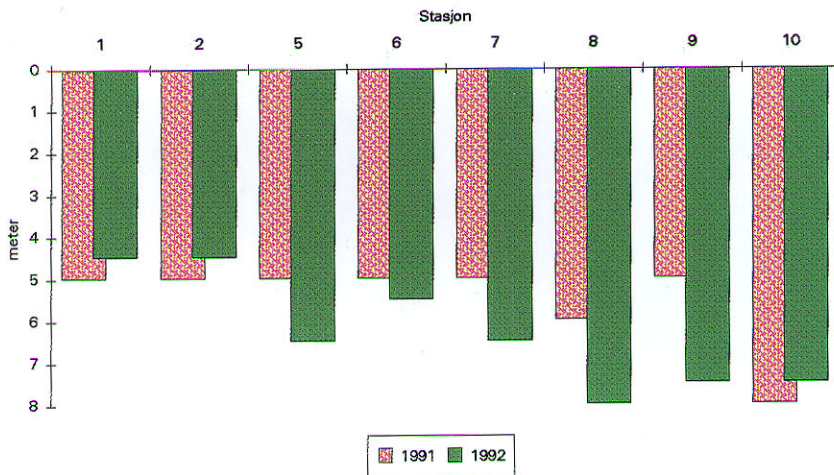




**Figur 4.17.** Dendrogram og MDS-plott for rammeundersøkelsene på nivå 2. Dyr og alger er behandlet under ett.

### Observasjoner av siktedyp

Resultatene fra observasjoner av siktedyp er vist i figur 4.18. Sikten var ikke ved noen anledning så dårlig at den påvirket registreringene, og ut fra figuren kan man se at siktedypet ble bedre utover i fjorden begge årene. Det må imidlertid påpekes at undersøkelsesperioden i 1991 var preget av sterk vind, og det oppsto til tider store bølger som kan ha påvirket registreringene på grunt vann.



Figur 4.18. Siktedyp i Glomfjord samme dag som stasjonen ble undersøkt.

#### 4.3.5. Sammenligning med 1981 - 82

Ved undersøkelsene av hardbunnsamfunn i 1981 - 82 konsentrerte en seg om fjæreområdet. Dykkerundersøkelser ble kun gjennomført i 1981, og en la da størst vekt på registrering av fastsittende alger. Undersøkelsene av fjordens sydside viste den gang små eller ingen indikasjoner på overgjødning. Nordsiden derimot, og i særlig grad vest for utslippet, viste tildels klassiske symptomer på overgjødning i en gradient vestover. Undersøkelsene i 1991 - 92 ga det samme bildet, og av disse grunner vil en her konsentrere seg om forholdene i fjæra på stasjonene nord i fjorden.

Omfanget av hardbunnsundersøkelsene i 1981 - 82 (for de stasjoner som også ble undersøkt i 1991 - 92) er vist i tabell 4.11. Samtlige resultater fra 1981-82 års undersøkelser er presentert i Molvær *et al.* (1984).

Tabell 4.11. Hardbunnsundersøkelser i Glomfjord i 1981-82. D = dykkerundersøkelse, F = fjærelteundersøkelser. Kun de stasjoner som også ble undersøkt i 1991-92 er vist.

Stasjon:	Bi 1	Bi 2	Bi 5	Bi 6	Bi 7	Bi 8	Bi 9
1981	D + F	F	D + F	D + F	D + F	D + F	F
1982	F	F	F	F	F	F	F

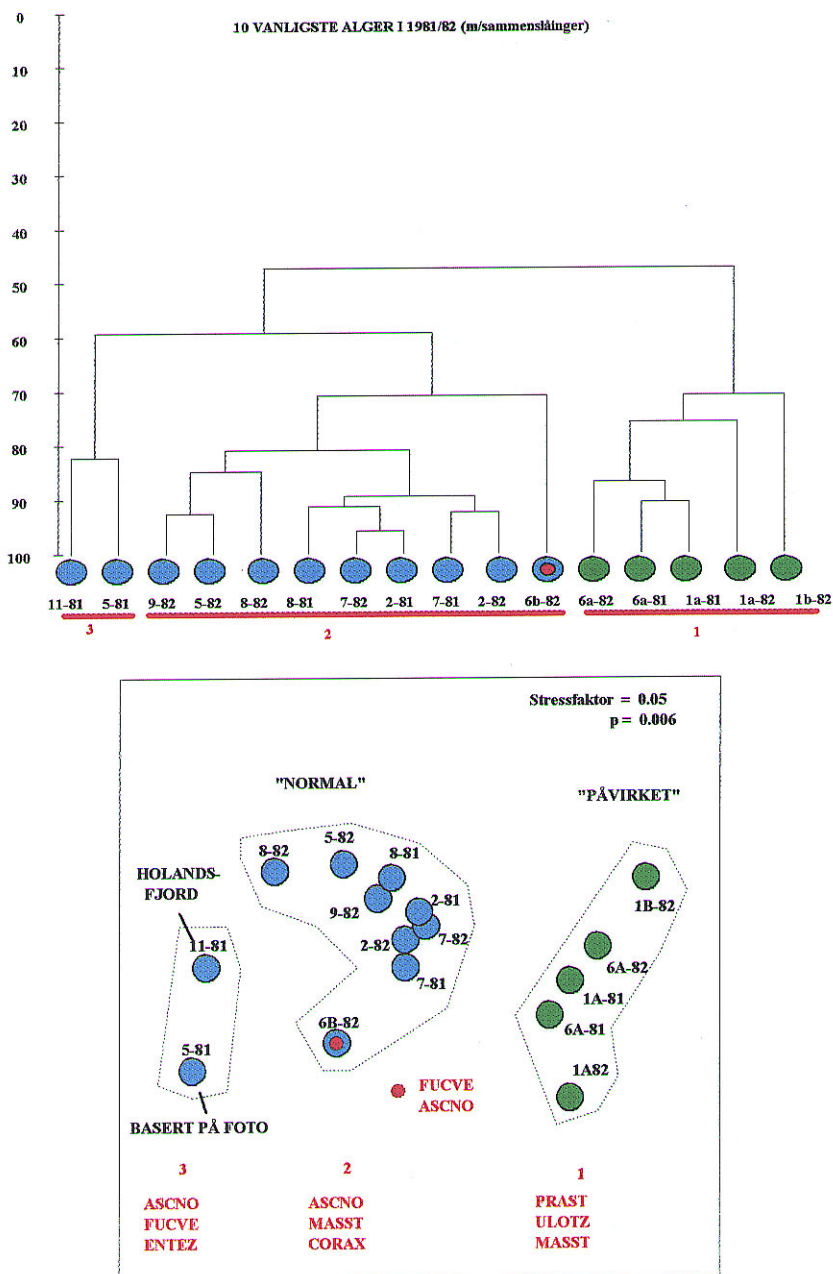


## Alger

### Samfunnsstruktur 1981 - 82

Undersøkelsene i 1981 - 82 ble konsentrert om fjærebeltet med en grundig kartlegging av algevegetasjonen i denne sonen (Molvær *et al.*, 1984). Resultatene er lagt inn i NIVAs database, og det er utført tilsvarende analyser på disse data som for de nye dataene fra 1991 - 92.

Figur 4.19 viser fordelingen av stasjonene basert på de 10 vanligste artene funnet i "førperioden".



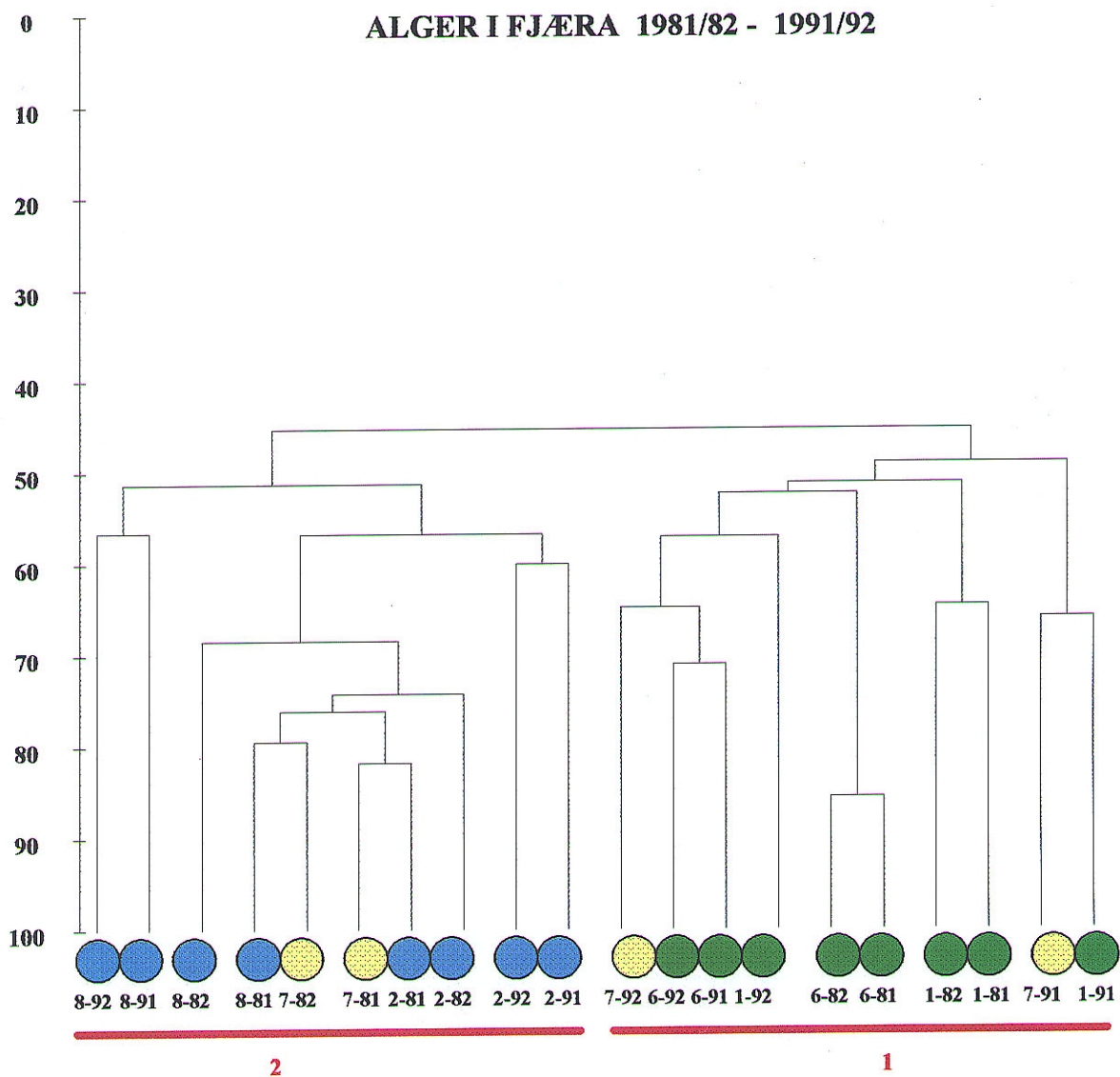
Figur 4.19. Gruppering av stasjoner mht. de 10 vanligste algeartene i fjæra fra 1981 - 82. Forklaring av fargekombinasjoner se figur 4.11 a og b. Ellers se forklaring i tekst ved siden av figuren.

Analysene har skilt stasjonene i 3 signifikante grupper ( $p < 0.006$ ). MDS-plottet har også en lav stressfaktor som indikerer at det 2-dimensjonale plottet gir en meget god gjengivelse av det originale datasettet ( $f = 0.05$ ). Gruppe 1 består av de påvirkete stasjonene 1 og 6. Årsaken til at artssammen-setningen på stasjon 6B var lik den "normale" gruppen av stasjoner (st. 2, 5, 7, 8 og 9) skyldtes at det i 1981-82 ble funnet blæretang og grisetang på denne stasjonen.

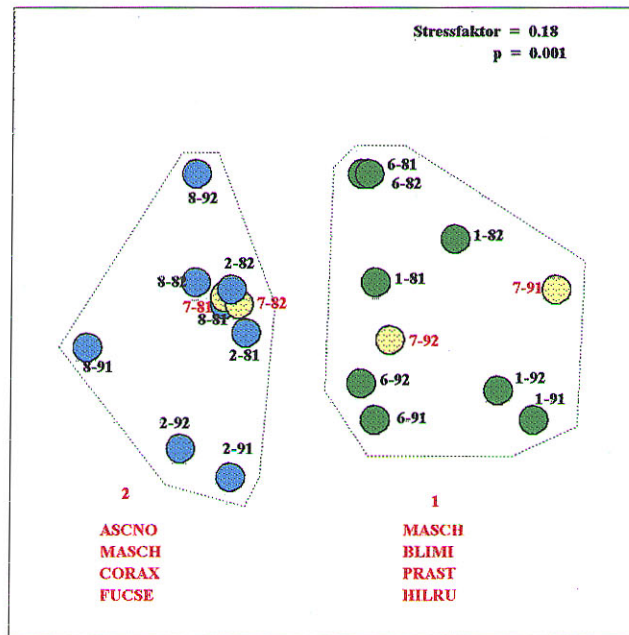
Stasjon 11 ble undersøkt som en referansestasjon i 1981 og tilsvarer stasjon 17 i rapporten fra Holandsfjorden (Molvær *et al.*, 1994). Stasjon 5 i 1981 ble vurdert ut fra fotografier og faller derfor i gruppen som er mest ulik alle andre stasjoner (gruppe 3).

Den grafiske fremstillingen i figur 4.19 gir et bilde av forholdene i Glomfjord i 1981 - 82 som i stor grad samsvarer med beskrivelsene i Molvær *et al.* (1984). Stasjonene 1 og 6 var betydelig influert av utslippet fra Hydro Glomfjord, mens en på de andre stasjonene bare kunne spore mindre overgjødningseffekter, vesentlig i form av en overrepresentasjon av grønnalger (Molvær *et al.*, 1984). Plasseringen av stasjon 11 (figur 4.19) i en egen gruppe kan sannsynligvis også understøtte påstanden om at alle stasjonene i gruppe 2 bar preg av svak overgjødning.

Stasjon 1A var plassert nærmere fabrikken i 1981-82 (3-400 m), enn mulig i 1991-92 (ca.600 m), grunnet utfyllinger og nyetablering av settefiskanlegg. Stasjon 1B lå bare 50-100 m vest for fabrikken. Stasjon 6B (merket med rød prikk i sentrum), lå like vest for moloen dvs. noe lengre ut enn 6A som igjen var identisk med stasjon 6 i 1991-92.



Figur 4.20a. Gruppering av stasjoner mht. artssammensetningen av vanlig forekommende arter funnet på tilnærmet sammenfallende stasjoner i perioden 1981 - 82 og 1991 - 92 i intervallet 0 - 2 m. Forklaring av fargekombinasjoner se figur 4.11.



Figur 4.20b. Gruppering av stasjoner mht. artssammensetningen av vanlig forekommende arter funnet på tilnærmet sammenfallende stasjoner i perioden 1981 - 82 og 1991 - 92 i intervallet 0 - 2 m. Forklaring av fargekombinasjoner se figur 4.11.

For å kunne sammenligne artssammensetningen i 1981 - 82 med artsammensetningen i 1991 - 92, måtte en foreta noen få tilpasninger av det registrerte datamaterialet pga. forskjellig vektlegging av observasjonene i de to periodene. Dataene ble derfor gruppert som for undersøkelsene i 1992 - 92 før de multivariate analysene ble foretatt.

Figur 4.20a og b viser hvordan artsammensetningen på stasjonen i Glomfjord har endret seg siden 1981 - 82 og til 1991 - 92. En må presisere at stressfaktoren er forholdsvis høy, slik at bare tydelige endringer og grupperinger kan tolkes ut fra MDS-plottet. Gruppe 1, som inneholder bare belastede stasjoner, samt stasjon 7 i 1991 - 92, danner en gruppe som er signifikant forskjellig fra de andre stasjonene ( $p < 0.001$ ). Den "belastede" gruppen kjennetegnes av store grønnalge-forekomster, mens den "ubelastede" gruppen (2), er kjennetegnet av forekomst av bl.a. grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og sagtang (*Fucus serratus*). Disse tangartene er viktige nøkkelarter for etablering av en "normal" fjærevegetasjon og fauna. Stasjon 5 og 9 er ikke inkludert, da de lå på sørsiden av fjorden og var spesielt hardt nedbeitet i 1991 - 92.

Stasjon 7 i 1981 - 82 falt meget godt sammen med stasjonene 8 og 2 i tilsvarende periode, mens den i perioden 1991 - 92 ble gruppert sammen med de belastede stasjonene. Den sterke reduksjonen av tangbeltet fra stasjon 6B og ut forbi Sildeneset og stasjon 7, er årsaken til endringen i gruppering. Ettersom det i perioden 1981 - 82 ble registrert "normale" forekomster av tang fra moloen i Sætvik og ut til stasjon 7 og meget sparsomme forekomster av tang på tilsvarende strekning i perioden 1991 - 92, vil det være naturlig å slutte at forholdene for hardbunnsorganismene i dette området er forverret de senere 10 årene. Dette kan skyldes en redusert, men likevel for høy belastning med næringsalter i området med en tilhørende utarming av tangbeltet. Reduksjonen i tangbeltet kan være et resultat av økt konkurranse ved reetablering. De fleste grønnalger er rasktvoksende opportuniste som opptar all tilgjengelig plass i det området i fjæra hvor tang vanligvis finnes hvis næringssalttilførselen er gunstig. Det ble heller ikke observert noen ny-etablering av tang i dette området. De få tangplantene som ble observert var derimot gamle og i dårlig forfatning. Den observerte forringelse av algesamfunnet kan m.a.o. være resultatet av en langvarig påkjenning der



grisetang/blæretang til slutt er blitt helt utkonkurrert.

I perioden 1981 - 82 ble det konkludert med at grønnalger syntes å være overrepresentert i hele Glomfjord. En slik forhøyet forekomst av grønnalger ble ikke funnet i perioden 1991 - 92. Hverken på stasjonene 8, 9 eller 10 var grønnalgebeltet spesielt fremtredende (st. 10 ikke observert i 1981 - 82). Alle stasjoner hadde derimot en høy forekomst av en trådformet grønnalge - viklesnøre (*Chaetomorpha capilaris*), som ikke anses som en typisk art for sterkt eutrofe områder. Dessuten varierte forekomsten av viklesnøre fra år til år og fra stasjon til stasjon.

I tabell 4.12 er det sammenstilt en del indekser som forsøk på å forklare forskjeller mellom stasjoner og år. Det kan synes som om 1 og 7 er de stasjonene som viser nedgang i artsantall, forekomst og mangfold, samt økning i dominans fra 1981 - 82 til 1991 - 92.

**Tabell 4.12.** Antall taxa, sum av max forekomst, dominansindeks \*, diversitet \*, jevnhet \* og de 5 vanligst forekommende arter i avtagende rekkefølge for alger i fjæra i 1981 - 82 og i 1991 - 92. Alle forekomster er inkludert. Artskodene finnes i vedlegg 4-4. \* = modifisert ettersom de baseres på maksimumsverdier for alle taxa i intervallet 0 - 2 m. Grønn = vanlig forekommende grønnalger i eutrofe områder, Blått = Viktige tangarter. Røde tall er registreringer i 1991 - 92.

Stasjon	1 81	1 82	1 91	1 92	6 81	6 82	6 91	6 92	7 81	7 82	7 91	7 92
Antall taxa	18	14	9	11	14	17	16	26	22	22	11	21
Sum max-forekomst	51	37	28	31	45	54	44	66	64	61	28	45
Dominansindeks	8	11	14	13	9	7	9	6	6	7	14	9
Diversitet Hb	2.8	2.6	2.1	2.3	2.6	2.8	2.7	3.2	3.1	3.1	2.4	3.0
Jevnhet Jb	0.9	0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0	0.9
De fem vanligste / / dominerende taxa i avtakende rekkefølge	BLIMI PRAST PRAST MASCH	PRAST PRAST BLIMI BLIMI	MASCH MASCH BRUN2 BRUNT	PRAST PRAST BLIMI BLIMI	BLIMI BLIMI LAMIN CHARH	CORAX CORAX BRUNT MASCH	ASCNO ASCNO MASCH DICFO	PRAST PRAST MASCH MASCH	BLIMI BLIMI PRAST PRAST	PRAST PRAST MASCH MASCH	BLIMI BLIMI PRAST PRAST	PRAST PRAST MASCH MASCH

Stasjon	2 81	2 82	2 91	2 92	8 81	8 82	8 91	8 92
Antall taxa	19	24	31	25	21	20	25	32
Sum max-forekomst	57	66	84	66	59	54	55	71
Dominansindeks	7	6	5	6	7	6	5	4
Diversitet Hb	2.9	3.1	3.4	3.2	3.0	3.0	3.2	3.4
Jevnhet Jb	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
De fem vanligste / / dominerende taxa i avtakende rekkefølge	MASCH ASCNO ASCNO ASCNO	MASCH MASCH MASCH MASCH	BLIMI PRAST PRAST FUCSE	CORAX CORAX CORAX PALPA	ASCNO ASCNO PALPA BRUNT	CORAX FUCSE BLIMI POLRT	BLIMI HILRU ENTER SCYLO	PRAST MASCH LAMIN PRAST

Ellers har stasjon 2 og 8 jevnt over høyere diversitet, artsantall og forekomst enn stasjonene i den "belastede" gruppen, dvs. stasjon 1, 6 og 7. Artssammensetningen på stasjon 7 hadde endret seg fra å være i den "upåvirkede" gruppen i 1981 - 82 til å grupperes sammen med de "belastede" stasjonene i 1991 - 92 (figur 4.20). Ut fra tabellen ses at grisetang endret seg fra å være den tredje vanligste arten på stasjonen i 1981 - 82, til ikke å være observert i 1991 - 92. Indeksene i tabell 4.12 viser alle at det har skjedd en forverring av forholdene på stasjonen, men det må presiseres at de dårlige værforholdene i 1991 kan ha gitt utslag på nøyaktigheten av observasjonene dette året. Små og uanseelige arter som ble funnet i 1992 (*Pilayella littoralis*, *Polysiphonia brodiaei*, *Ectocarpus siliculosus*) kan ha blitt oversett i 1991.

### Forurensingsindekser for de to periodene

Tabell 4.13 viser at forurensningsindeksen er blitt høyere, og at det dermed synes å ha funnet sted en forverring av forholdene på stasjon 1, 2, 6 og 7, sammenlignet med de observasjoner som ble gjort i 1981 - 82.

**Tabell 4.13.** Forurensningsindeks basert på et utvalgt sett av algearter (Molvær *et al.*, 1984) med forekomster i fjæra. Høye verdier angir stor belastning. Lave eller negative verdier indikerer ingen eller ubetydelig influens av overgjødning. 1981 - 82-indeksene er noe forskjellig fra de tidligere rapporterte fordi forekomstene i 1981 - 82 er justert for å tilpasses forekomstregistreringene i 1991 - 92.

STASJON	2	1	5	6	7	8	9	10
F (1991/92)	1.2	4.8	0.2	5.5	2.5	0.1	0.7	0.2
F (1981/82)	0.8	2.1	0.3	1.9	0.7	0.2	0.4	

Det må presiseres at det var tildels stor variasjon mellom årene for de høye indeksene, men at alle indekser for 1991 og 1992 lå over de som ble beregnet for 1981 og 1982 på stasjonene 1, 2, 6 og 7. I tilfelle alle positive verdier antyder en effekt av overgjødning, ser effekten ut til å kunne spores helt ut til stasjon 10, men årsverdiene for stasjon 8 og 10 i 1991 var negative (hhv. -0.3 og -0.5). Konklusjoner for verdier fra rundt 0.5 og under, bør sannsynligvis trekkes med stor forsiktighet grunnet begrenset datamateriale, også andre faktorer gjør metoden usikker (Molvær *et al.*, 1984):

- Tildels utilstrekkelig og varierende erfaringsgrunnlag for å fastsette artenes reaksjonsindeks.
- Den delvise overlapping i artenes toleranse for og/eller relative begunstiging ved henholdsvis feskvannspåvirkning og overgjødning.
- Manglende hensyn til biologiske faktorer, særlig beiting (som har økt i fjorden siden 1981 - 82).
- Det generelle spørsmål om gyldigheten av å overføre erfaringer fra ett eller et fåtall områder til andre, som kan være så forskjellige i fysisk henseende at det i seg selv er mer styrende for samfunnets sammensetning enn overbelastningen av gjødselstoff.

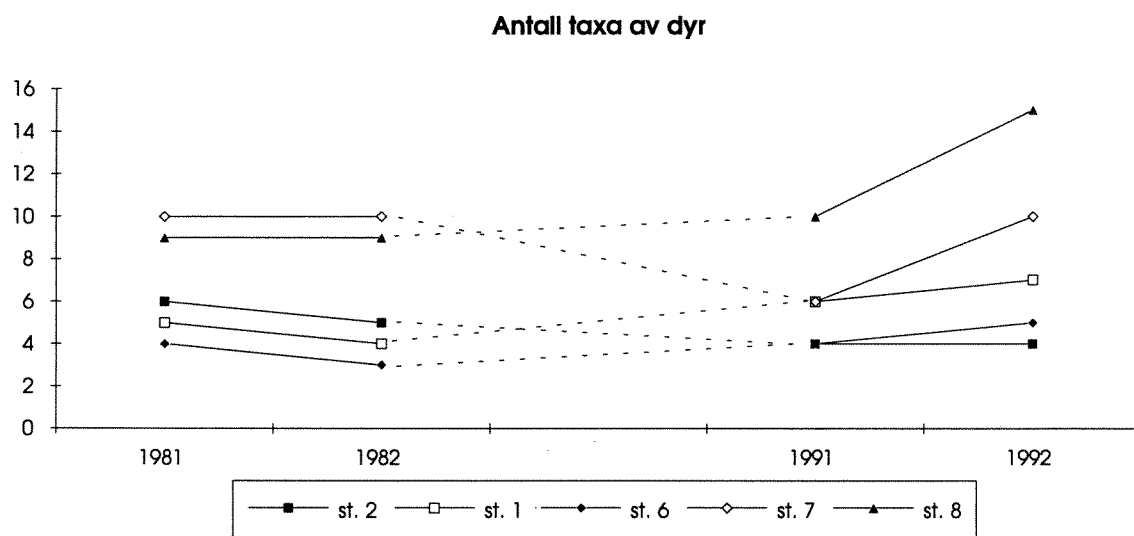
Tatt alle disse betenknninger i betraktning, synes det likevel at forholdene på stasjon 1, 2, 6 og 7 har endret seg i negativ retning. Årsaken er usikker, men kan skyldes en utilstrekkelig reduksjon av utslippene til fjorden. Utslipp av næringsstoffer til luft kan bidra til overgjødning i det øvre fjærområdet. Dette er mindre sannsynlig for Glomfjord, da Hydro Glomfjord har mer enn halvert sine utslipp til luft siden 1981. Det kan heller ikke utelukkes at det nye landbaserte oppdrettsanlegget vest for fabrikken kan ha bidratt til forverringen i området.

Enkelte vanskelig identifiserbare arter som *Cladophora sp.* og *Enteromorpha sp.* er ikke identifisert til art, men er i denne sammenheng, som også i Molvær *et al.* (1984), gitt reaksjonsindeks +1.

## Dyr i fjæra

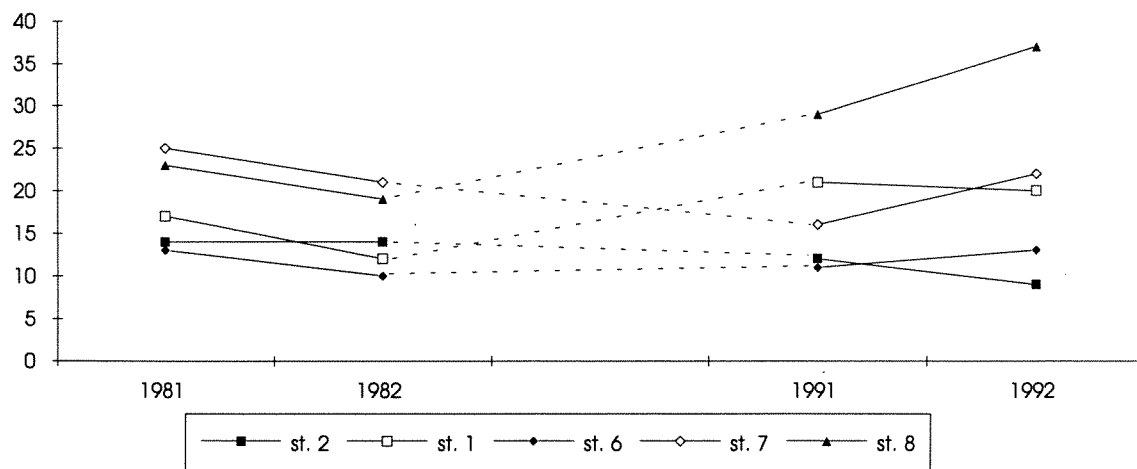
Antall taxa (arter/kategorier) av dyr funnet i fjæra og forekomsten av dem var størst på de ytterste stasjonene (figur 4.21 og 4.22). Hele Glomfjord sett under ett, har ikke hatt noen signifikant forandring i antall eller forekomst av dyr i fjæra ( $p = 0,30$  resp.  $0,25$ ). Det har imidlertid vært en markert oppgang på stasjon 8 siden 1981 - 82, og en noe mindre oppgang på stasjonene 1 og 6 som i 1981 - 82 ble karakterisert som kraftig påvirket av utslippet. Stasjon 2 er den eneste av stasjonene som har hatt en nedgang i artsantall og forekomst.

Reduserte dyreforekomster i fjæra er ikke nødvendigvis en direkte effekt av overgjødning men kan for eksempel like gjerne være en konsekvens av reduserte tangforekomster. Det viser seg også at andelen av algeassosierte dyr øker når man beveger seg bort fra utslippet.



**Figur 4.21.** Antall registrerte arter/kategorier av dyr i fjæresonen på 5 stasjoner i Glomfjord. Figuren viser resultatene fra de 4 år som undersøkelsene ble gjennomført.

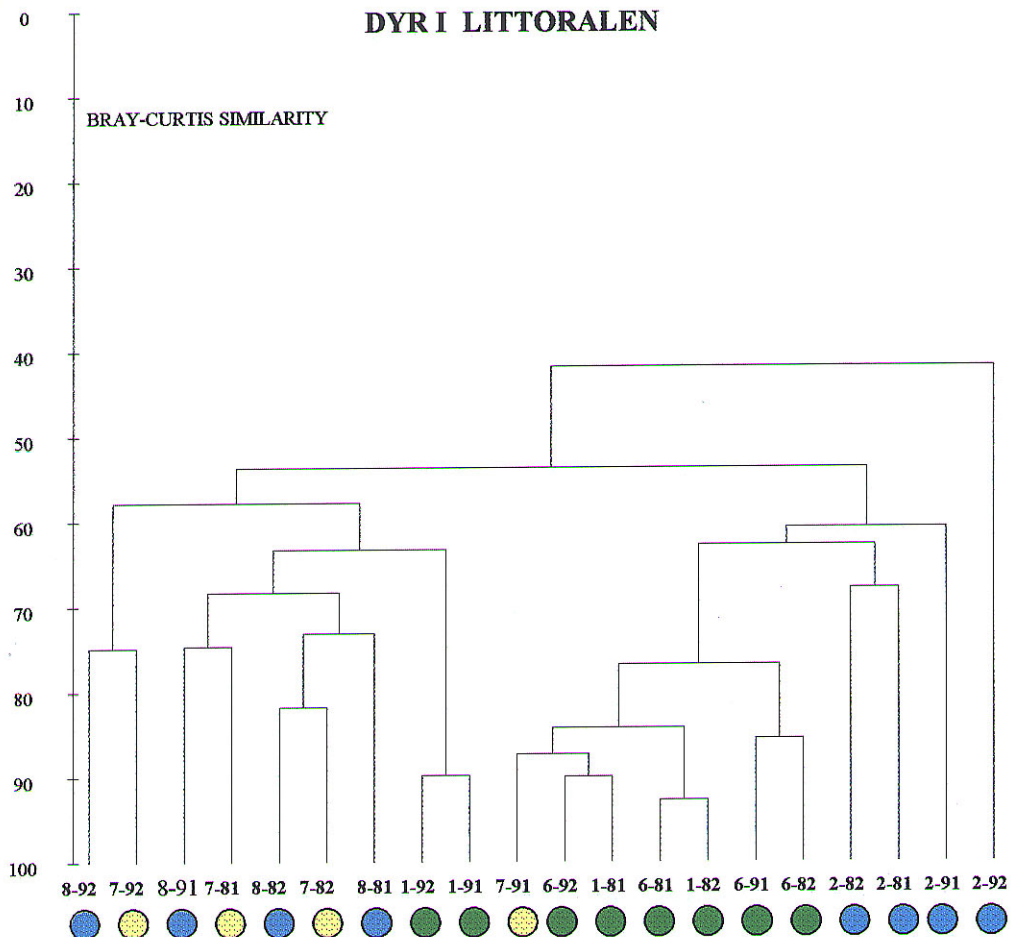
### Forekomst av dyr



**Figur 4.22.** Sum forekomst av dyr i fjæresonen på 5 stasjoner i Glomfjord. Figuren viser resultatene fra de 4 år som undersøkelsene ble gjennomført.

En similaritetstest av resultatene fra de 4 årenes undersøkelser delte stasjonene i 2 hovedgrupper med stasjon 7 og 8 og tildels st. 1 i det en kan kalle den "upåvirkede" gruppen (figur 4.23). Forskjellen mellom de 2 gruppene var signifikant på 1% nivå. Hovedårsaken til at stasjon 7/91 er blitt plassert i den "påvirkede" gruppen er fraværet av beveglige arter som kongesnegl (*Buccinum undatum*), vanlig korstroll (*Asterias rubens*) og Drøbak-kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Stasjon 2 i 1992 havnet i en egen gruppe, og dette skyldes primært fraværet av rur og små forekomster av strandsnegl dette året. På de andre stasjonene har rur vært vanlig til dominerende i samtlige undersøkelsesår (figur 4.26). De lave forekomstene av rur på stasjon 2 kan ha sin årsak i en større ferskvannspåvirkning her enn på de andre stasjonene. Stasjonen ligger like vest for utløpet til Mitelva.

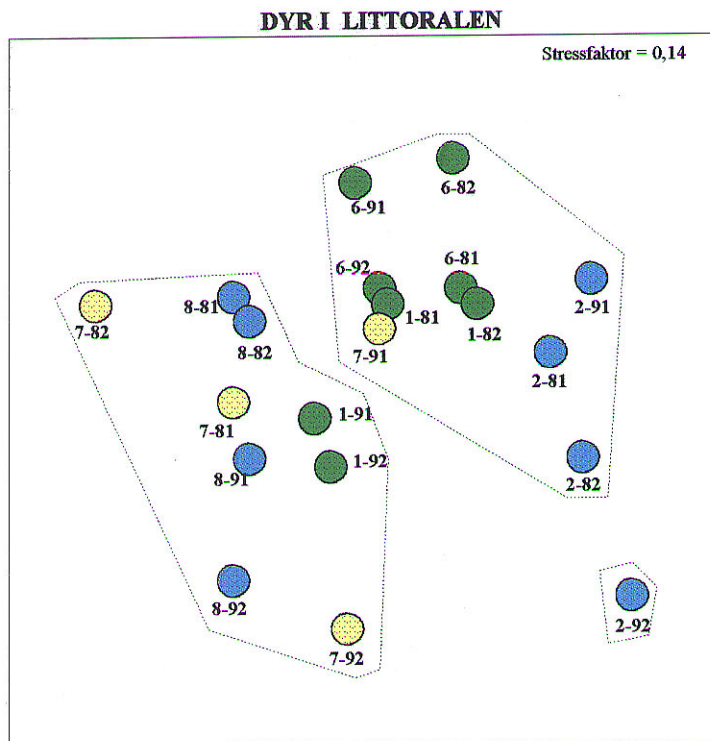




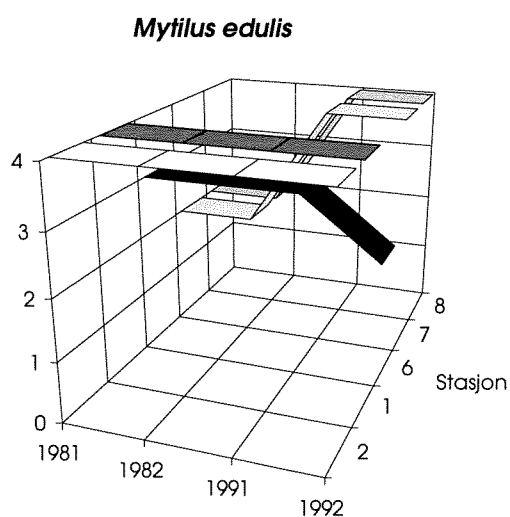
**Figur 4.23.** Dendrogrammet viser grupperingen av stasjoner mht. dyr i fjæra.

MDS-plott av de samme resultater illustrerer godt de 2 hovedgrupperingene og hvordan stasjon 2/92 er plassert i en gruppe for seg selv (figur 4.24). En merker seg også at stasjon 1, fra å ha vært plassert i den "påvirkede" gruppen, nå har beveget seg over i den "upåvirkede" gruppen. Fra figur 4.21 og 4.22 ser en at det har vært en oppgang i artsantall og forekomst blant dyrene på stasjon 1. Den største forandringen er at purpurnegl (*Nucella lapillus*) og eremittkreps (*Pagurus* sp.), som ikke ble funnet i forperioden, nå er kommet inn på stasjonen. Albusnegl (*Patella vulgata*) er også blitt vanligere.

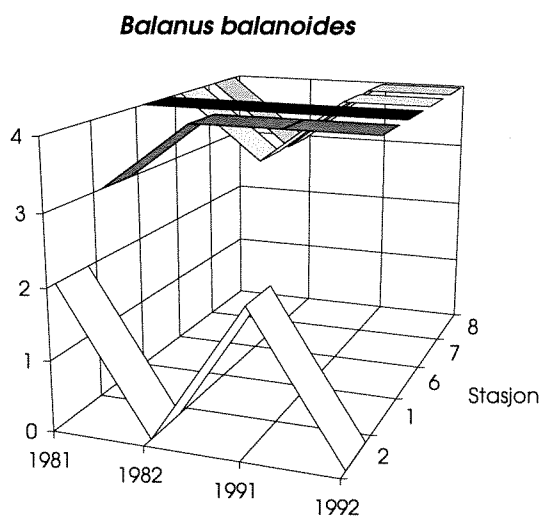
Det er tidligere blitt påpekt at store forekomster av blåskjell og rur kan være et resultat av overgjødning (Molvær *et al.*, 1984). Begge artene har opportunistiske egenskaper som kan gi dem fordeler fremfor andre arter i en forurensningssituasjon. Det må imidlertid understrekes at store forekomster av de to artene også kan ha andre, naturlige årsaker. I etterperioden har forekomsten av blåskjell og rur vært like stor eller større enn i forperioden, unntatt for blåskjell på stasjon 6 (figur 4.25 og 4.26). I 1981 - 82 var konklusjonen at de store blåskjell- og rurforekomstene var et overgjødningssymptom. Med bakgrunn i at en ikke vet om rur og blåskjell har vært like dominerende i hele 10-årsperioden mellom undersøkelsene, - samtidig som det er kjent at forekomsten av disse artene kan variere betydelig over tid, er det kun mulig å antyde at de store forekomstene skyldes overgjødning.



**Figur 4.24.** MDS-plott for fjæreundersøkelser av dyr i Glomfjord 1981 - 82 og 1991 - 92. Stressfaktor <0,2. Plottet må vurderes med forsiktighet.



**Figur 4.25.** Forekomsten av blåskjell (*Mytilus edulis*) i fjæresonen på 5 stasjoner i Glomfjord. Figuren viser resultatene fra de 4 år som undersøkelsene ble gjennomført. Merk at X-aksen har et "hopp" på 9 år mellom 1982 og 1991. 1 = enkeltfunn, 2 = spredt, 3 = vanlig, 4 = dominerende.



**Figur 4.26.** Forekomst av rur (*Balanus balanoides*) på 5 stasjoner i Glomfjord. Figuren viser resultatene fra de 4 år som undersøkelsene ble gjennomført. Merk at X-aksen har et "hopp" på 9 år mellom 1982 og 1991. 1 = enkeltfunn, 2 = spredt, 3 = vanlig, 4 = dominerende.

## 4.4. Konklusjoner

### Makroalger

Glomfjord var også i 1991 - 92 tydelig overbelastet av gjødselstoffer. Symptomene var imidlertid begrenset til overflatelaget.

I dybdeintervallet fra ca. 2 m og nedover til ca. 13 m var vegetasjon i 1991 - 92 utsatt for betydelig nedbeiting. Graden av nedbeiting varierte noe fra 1991 til 1992 på de enkelte stasjoner.

Stasjonene på nordsiden av fjorden var mer belastet enn på sørsiden. Fjærevegetasjonen på stasjonene 1, 6 og 7 ut forbi Sildeneset, var betydelig preget av overgjødning. I hele dette området var tangbeltet borte eller svært redusert, sannsynligvis utkonkurrert av rasktvoksende grønnalger og blågrønnalger.

Stasjonen innenfor fabrikken (st. 2) var meget artsrik, men øverst i fjæra bar den tydelig preg av overgjødning. Dette kan skyldes lufttransporterte næringsstoffer i tillegg til fjordutslippene fra fabrikken. Større grad av ferskvannspåvirkning på denne stasjonen kan også forsterke symptomene.

Multivariate analyser på samfunnsstrukturen på stasjonene i dybdeintervallet 0 - 14 m delte stasjonene inn i 5 grupper, hvor de mest belastede stasjonene 1 og 6 dannet en egen gruppe. Analyser av samfunnsstrukturen i overflatelaget 0 - 2 m, delte fjorden inn i to grupperinger, den ene bestående av de mest belastede stasjoner 1, 6 og 7, samt stasjon 9 (grunnet beiting) og den andre bestående av de andre tilnærmet "normale" stasjoner (2, 5, 8 og 10). Forskjellen mellom gruppene var signifikant.

Forskjellen i samfunnsstruktur mellom observasjonene i 1981 - 82 og 1991 - 92 var påvisbar, men ikke signifikant. Ett unntak var forholdene på stasjon 7 som ble funnet å ha endret seg i negativ retning. Sammenstilte analyser av materialet for begge periodene viste at stasjon 7 grupperte seg sammen med de "normale" stasjonene i 1981 - 82, mens den i 1991 - 92 hadde flyttet seg til den belastede gruppen.

Beregninger av forurensningsindeks påviste også en forverring av lokalitetene nærmest fabrikken. Stasjonene 1, 6 og 7 viste en markert økning i dominans av forurensningstolerante arter og stasjon 2 en svak sådan. De andre stasjonene, - 5, 8 og 9, viste ingen slik økning i forurensningsindeks.

### Dyr

Undersøkelsene av dyresamfunn ga ikke den samme tydelige oppdeling av stasjonene i påvirkede og ikke påvirkede grupper som algeundersøkelsene gjorde.

Det mest markante trekket ved dyresamfunnene var den store forekomsten av kråkeboller. De største forekomstene ble registrert i den øvre sublittoral (ned til ca. 12 m dyp). En høy tilstedeværelse av kråkeboller er blitt registrert i mange andre fjorder og kystområder, så dette antas å ikke ha noen sammenheng med overgjødning.

Forekomsten av algeassosierte dyr i fjæra økte i en gradient utover i fjorden. Dette må antas å være en indirekte følge av overgjødslingens negative effekter på samfunnsbærende tangarter.

De store forekomstene av rur og blåskjell på de indre stasjonene kan skyldes overgjødning. Forekomstene har økt noe siden 1981 - 82.

## 5. NITROGEN OG FOSFOR I TANG

### 5.1. Formål

Tidligere observasjoner i Glomfjord har vist avtagende fosfor- og nitrogeninnhold i tang med økende avstand fra Hydro Glomfjords utslipp (Molvær *et al.*, 1984, Molvær og Knutzen, 1987). Også andre undersøkelser har vist at ulike tangarters innhold av fosfor (P) og nitrogen (N) kan tjene som overvåkingsvariabel ved å gjenspeile tilgangen på næringssalter i situasjoner med overgjødning (bl.a. Wachenfelt, 1975, Ho, 1981, Wallentinus, 1981, Conolly og Drew, 1985, Lyngby *et al.*, 1992).

Hovedformålet med denne delundersøkelsen har vært å etablere en ajourført beskrivelse av tilstanden i Glomfjord før det påtenkte reguleringsinngrepet. Som en referanse er det parallelt samlet inn tangmateriale fra Holandsfjorden, som i det vesentlige bare har naturlig tilførsel av plantenæringsstoffer. Et annet formål har vært å se på effektene av reduksjonene i utslipp etter 1982. Dette vanskeligjøres imidlertid av at det forrige gang ble analysert en vesentlig større del av algene enn de ca. 3 cm skuddspissene som er benyttet nå. Skuddspissene har et høyere innhold av P og N enn resten av tangen (Kremer, 1975, unpubl. NIVA-data) og må antas best egnet til å gjenspeile vannets næringsinnhold.

### 5.2. Metodikk

På stasjonene Bi2, Bi5, Bi6, Bi7, Bi8, Bi9 og Bi10 i Glomfjord og stasjonene Bi12, Bi15 og Bi17 i Holandsfjord/Nordfjord (figur 4.1, kapittel 4) er det samlet inn påvekstfrie skuddspisser av blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) til analyse på innhold av nitrogen, fosfor og karbon. Samtidig er tørrvekt bestemt.

Innsamlingen har vært delvis samordnet med dykkerobservasjonene, dels funnet sted ved lokal medarbeider etter instruks. Prøvetidspunktene har for alle stasjonene vært aug./sept. 1991, mars 1992 og aug./sept. 1992; for st. Bi2 og Bi6 ytterligere 8 ganger fordelt gjennom året.

Såvidt mulig er det på hvert sted samlet inn blandprøver à 50 - 100 skuddspisser à ca. 3 cm fra 10 - 20 individer.

Tangens tørrstoffinnhold er beregnet etter tørking i 42 timer ved 105°C. Karbon (C) og nitrogen (N) er bestemt med Carlo Erba elementanalysator etter fabrikantens anbefalte prosedyre. Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800°C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kopper ved ca. 650°C. Her reduseres også nitrogenoksider til N<sub>2</sub> og CO<sub>2</sub>-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Fosfor (P) er bestemt fotometrisk i autoanalysator etter oppkutting i autoklav (30 min., 120°C) med peroksodisulfat (NS 4725). Før analyse er blandprøvene homogenisert i agatmorter. Homogeniseringens effektivitet og analysevariabilitet er testet ved 4 gangers analyse av 5 subprøver av homogenisat. Maksimalt standardavvik ved gjennomsnittet av 5 paralleller varierte mellom 1 og 7% (vedleggstabell A4).

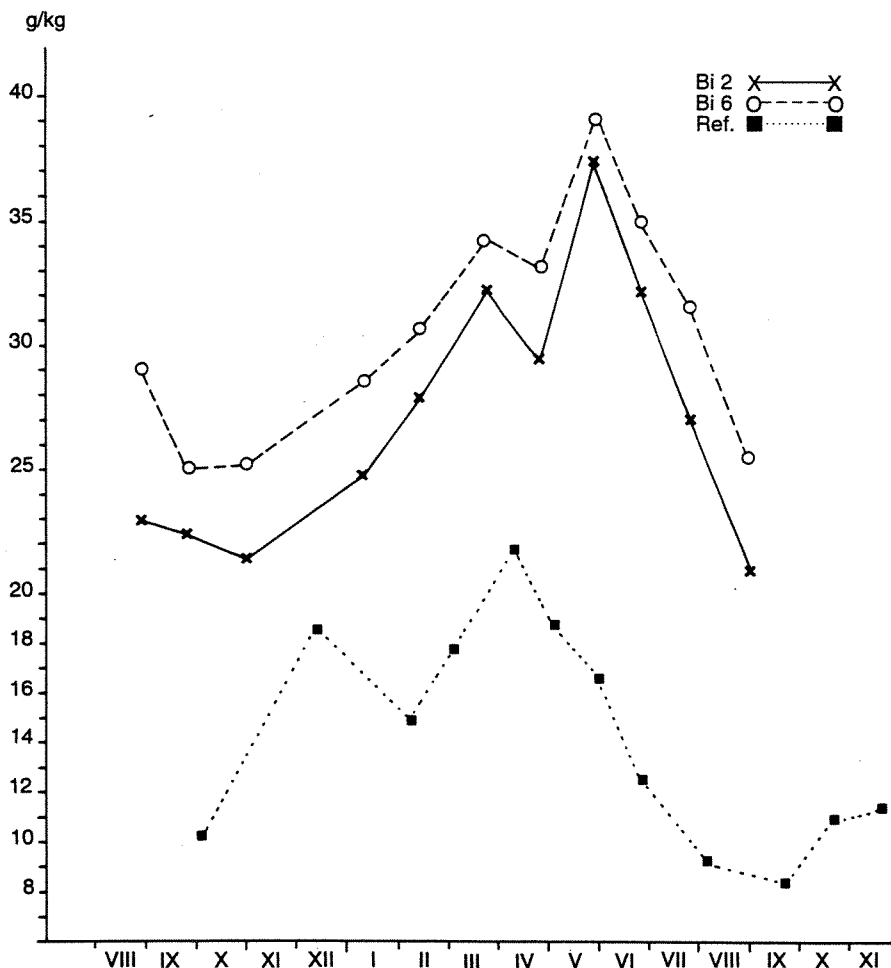
### 5.3. Resultater

Rådata for analysene finnes i vedleggstabellene A1 (grisetang), A2 (blæretang) og A3 (Holandsfjord-stasjonene).

Hovedresultatene for P og N fremgår ellers av figur 5.1 - 5.4 (sesongvariasjonen på stasjonene Bi2 og Bi6, sammenlignet med referansestasjon (Bodøsjøen 1984 - 85, upubl. NIVA-data) og variasjonen i fjordens lengderetning (figur 5.5 - 5.8).

Sesongvariasjonene i makroalgers N- og P-innhold er markerte (bl.a. Jacobi, 1954, Kornfelt, 1982, Asare og Harlin, 1983, Hardwick-Witman og Mathieson, 1986, Molvær og Knutzen, 1987, Carlson, 1991, Piriou og Menesquen, 1992, Wheeler og Björnsäther, 1992, upubl. NIVA-data fra forskjellige deler av kysten). Disse variasjonene må derfor tas hensyn til ved bruk av tangs N/P-innhold som overgjødslingsindikator og ved sammenligning mellom tang fra ulike områder.

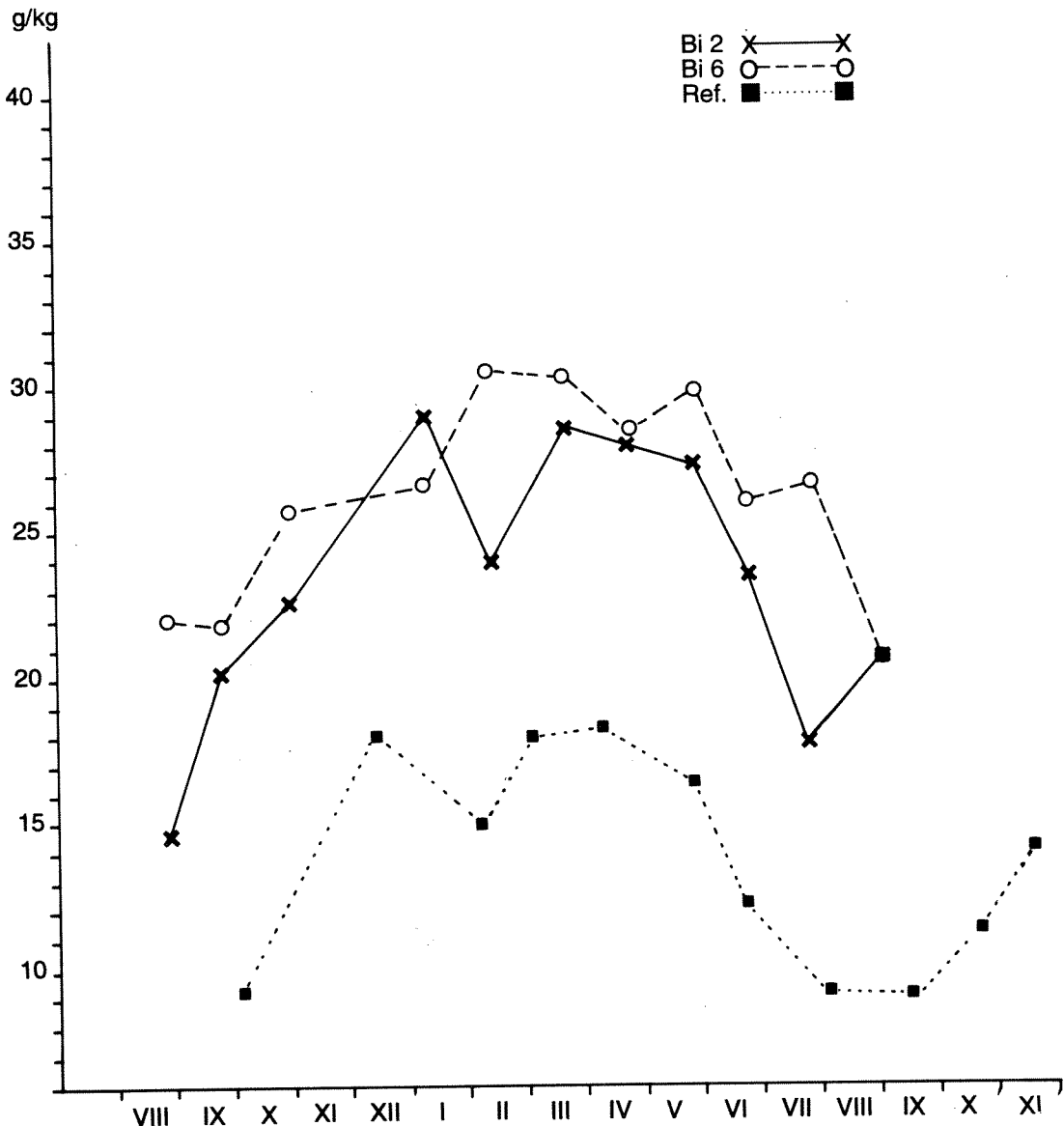
Et generelt forbehold må også tas for innflytelsen av ferskvannstilførsel, en faktor som ikke synes systematisk undersøkt.



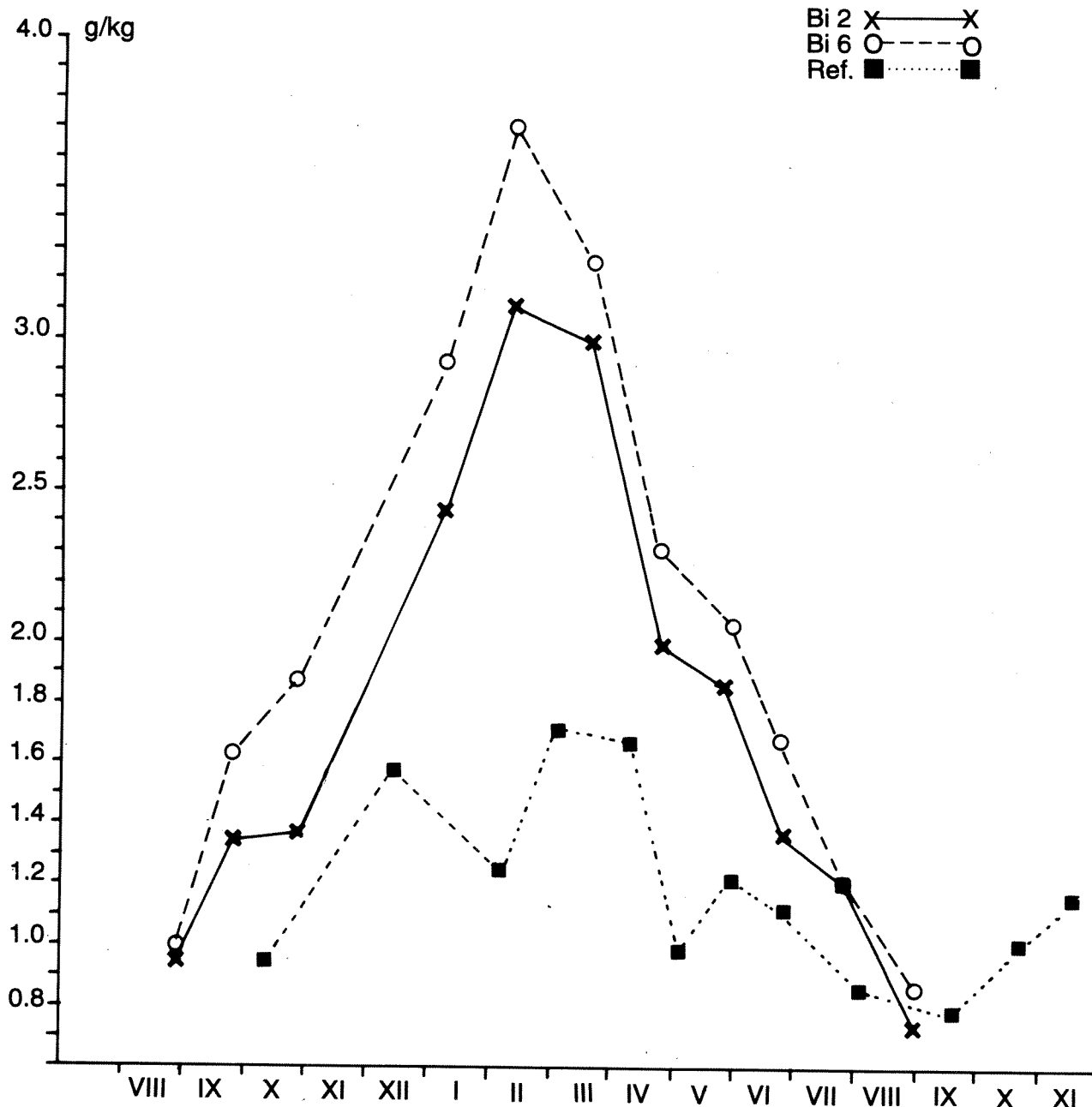
**Figur 5.1.** Sesongvariasjon for nitrogen i skuddspisser av blæretang (*Fucus vesiculosus*) i g/kg tørrvekt fra Glomfjord 1991 - 92 sammenlignet med en referansestasjon. (Ref. = Bodøsjøen 1984 - 85). X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.

Hovedformålet med undersøkelsen - referansedata for senere vurdering av reguleringseffekten - er vesentlig dekket gjennom de hyppige registreringene på st. Bi2 og Bi6. Av figur 5.1 - 5.4 ses for det første at man i begge arter har funnet markert høyere konsentrasjoner av både N og P enn observert på en referansestasjon i samme landsdel. Dette må anses forårsaket av de høye belastningene i Glomfjord (selv om det kan ha bidratt noe til å øke forskjellene at det ble analysert skudd på ca. 10 cm i materialet fra Bodøsjøen).

Ved en statistisk sammenligning av verdiene fra st. Bi2 og st. Bi6 (Wilcoxon signed-ranks test) finnes klar forskjell for P og N i blæretang ( $p < 0.003$ ), noe svakere, men fremdeles signifikant for N i grisetang ( $p < 0.03$ ); derimot ikke for P i grisetang ( $p < 0.35$ ). Av figurene ses at forskjellen mellom Bodøsjøen og Glomfjordlokalitetene er betydelig større enn mellom Glomfjordstasjonene innbyrdes.



**Figur 5.2.** Sesongvariasjon for nitrogen i skuddspisser av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) i g/kg tørrvekt fra Glomfjord 1991 - 92 sammenlignet med en referansestasjon. (Ref. = Bodøsjøen 1984 - 85). X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.

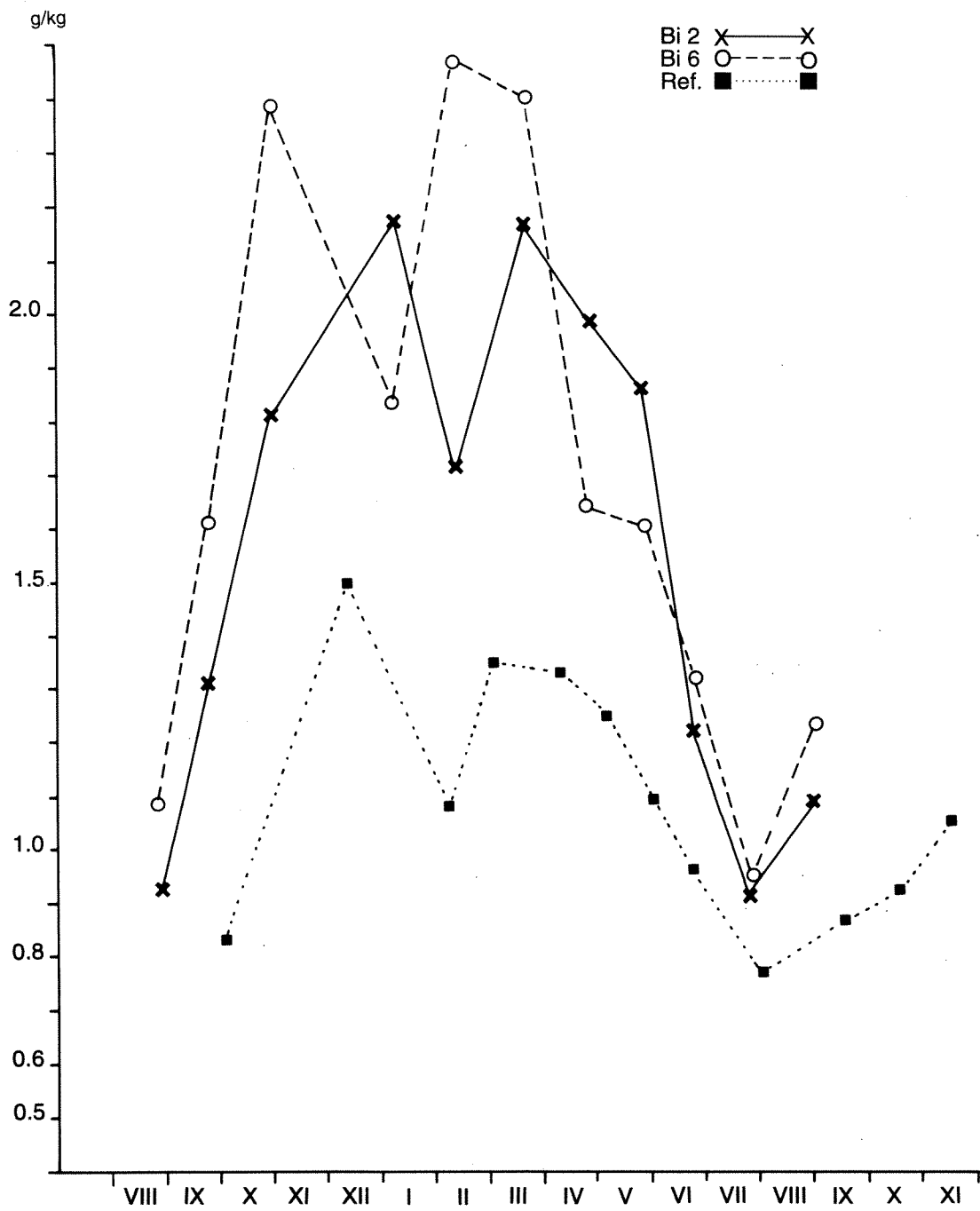


**Figur 5.3.** Sesongvariasjon for fosfor i skuddspisser av blæretang (*Fucus vesiculosus*) i g/kg tørrvekt fra Glomfjord 1991 - 92 sammenlignet med en referansestasjon. (Ref. = Bodøsjøen 1984 - 85). X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.

Også en sammenligning mellom Glomfjord- og Holandsfjord-data viser at utslippene gjenspeiles i tangens næringssaltinnhold (tabell 5.1). Ved en Mann-Whitney-test var det for begge variable i både blæretang og grisetang signifikant forskjell mellom fjordene ( $p < 0.05$ ); sterkest for nitrogen i grisetang ( $p < 0.01$ ). Ulik grad av ferskvannspåvirkning kan spille inn, men forskjellen i gjennomsnittssaltholdigheten i overflatelaget er moderat (såvidt høy saltholdighet som 23‰ S i indre Holandsfjorden). Ekstremverdiene i flomperioden (juni - juli) er derimot vesentlig lavere i Holandsfjorden ( $< 5‰$ ).

Av tabell 5.1 fremgår videre at st. Bi10 viste aug./september-verdier som lå nærmere forholdene i Holandsfjorden enn Glomfjord, spesielt for grisetangs vedkommende.





**Figur 5.4.** Sesongvariasjon for fosfor i skuddspisser av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) i g/kg tørrvekt fra Glomfjord 1991 - 92 sammenlignet med en referansestasjon. (Ref. = Bodøsjøen 1984 - 85). X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.

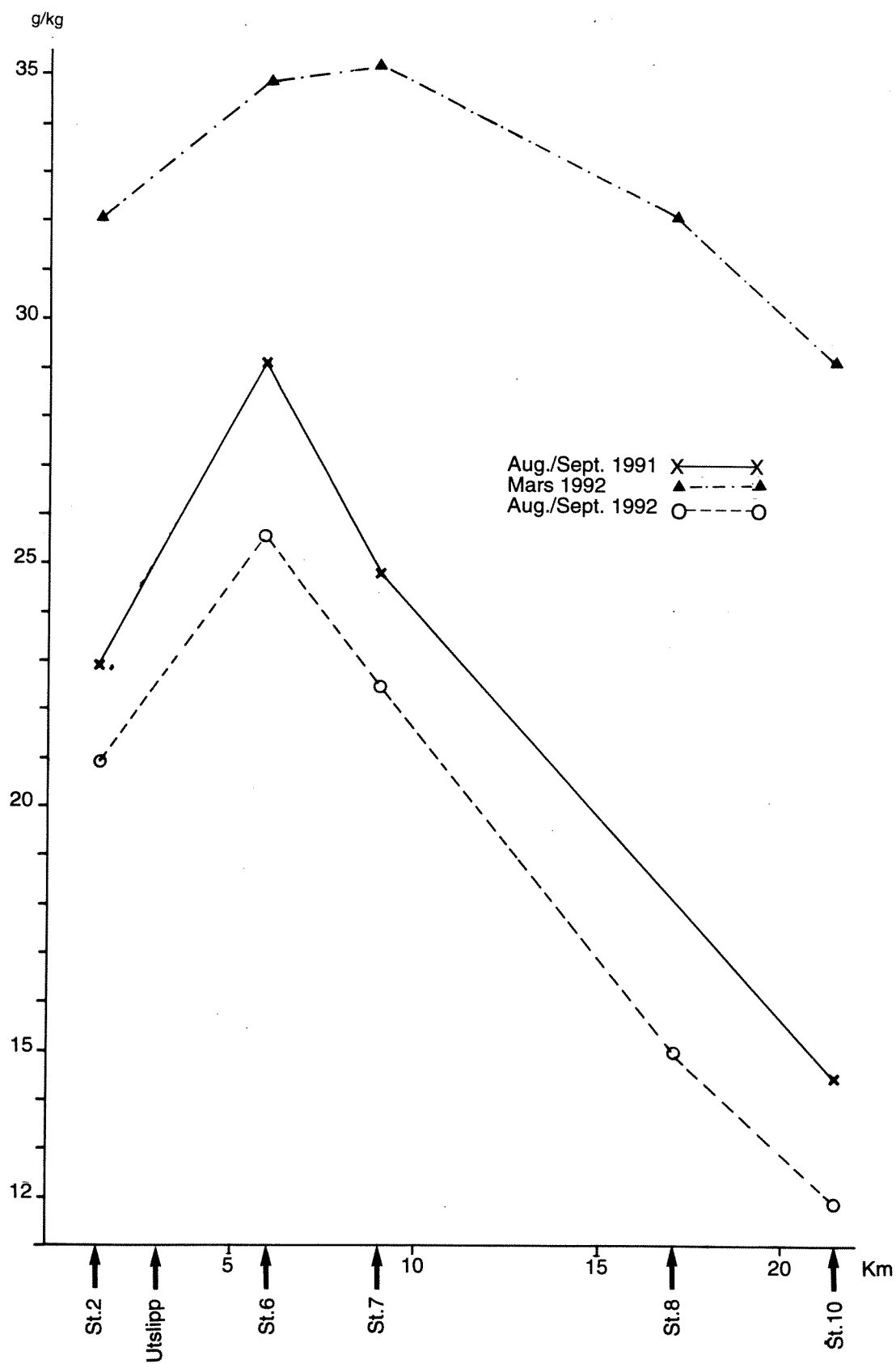
**Tabell 5.1.** Middelverdier av nitrogen og fosfor i tang fra Glomfjord/Meløyfjorden (6 st.)<sup>1)</sup> og Holandsfjorden (3 stk.)<sup>1)</sup> fra aug./sept. 1991 (IX-91), mars 1992 (III-92) og aug./sept. 1992 (IX-92), g/kg tørrvekt.

ARTER/ LOKALITETER	NITROGEN			FOSFOR		
	IX-91	III-92	IX-92	IX-91	III-92	IX-92
<b>Blæretang</b>						
Glomfjord	23.4	33.4	18.7	0.87	2.73	0.71
Holandsfjord	15.8	26.7	13.4	0.40	1.90	0.34
St. Bi10	14.5	29.2	12.0	0.63	2.47	0.51
<b>Grisetang <sup>1)</sup></b>						
Glomfjord	16.3	27.9	16.3	0.70	1.70	0.70
Holandsfjord <sup>1)</sup>	10.0	20.8	9.3	0.48	1.16	0.42
St. Bi10	12.1	26.8	12.2	0.49	1.63	0.51

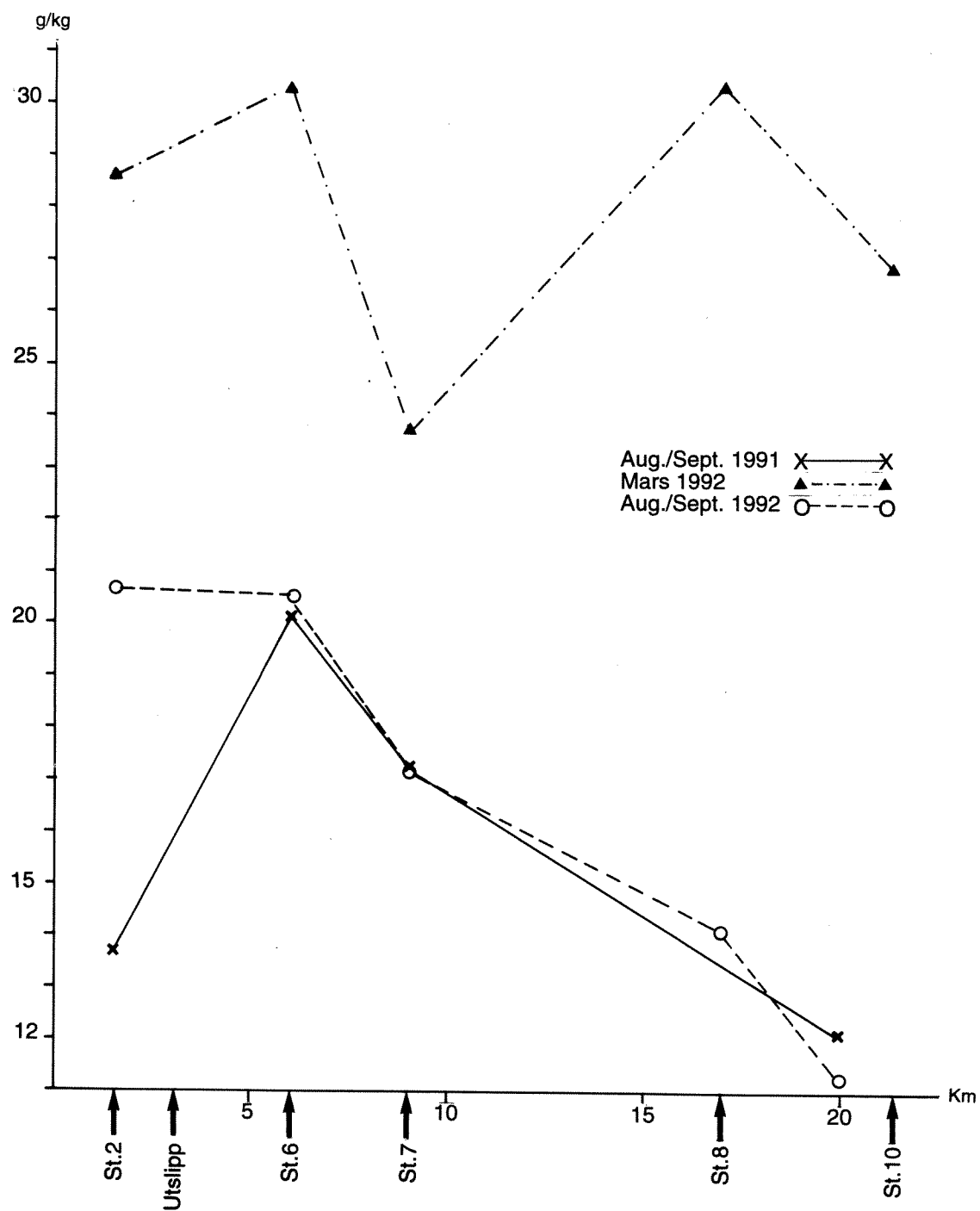
<sup>1)</sup> Ikke prøver av grisetang/blæretang fra st. Bi5/Bi8 1991, ikke prøve av grisetang st. Bi17 mars 1992.

Utslippets virkning på tangens N- og P-innhold synes også klar ved betraktning av avstandsgradienter, idet observasjonene hovedsakelig faller inn i et forventet mønster (figur 5.5 - 5.8). Det gjelder f.eks. nitrogen i materialet fra august/september av begge arter (figur 5.5, 5.6), videre for marsverdier av fosfor i blæretang (figur 5.7) og for august/september-verdiene av fosfor i grisetang. De øvrige kurvene inkluderer en eller flere "avvikere", som det ikke kan gis noen forklaring på. (F.eks. ga reanalyse av grisetang-prøvene fra mars 1992 st. Bi 7 og st. Bi10 omlag samme resultat som ved den første analysen. Forbytting av prøver kan ikke utelukkes, men er bare en spekulativ mulighet). Imidlertid ses at verdiene fra st. Bi8 og Bi10 konsekvent har ligget lavere enn verdiene fra st. Bi6 (i ett tilfelle likt for Bi6 og Bi8). Samtidig ses at verdiene fra st. Bi10, særlig for fosfor, men i grisetang også for nitrogen, har ligget over gjennomsnittet for Holandsfjord-stasjonene (kfr. tabell 5.1).

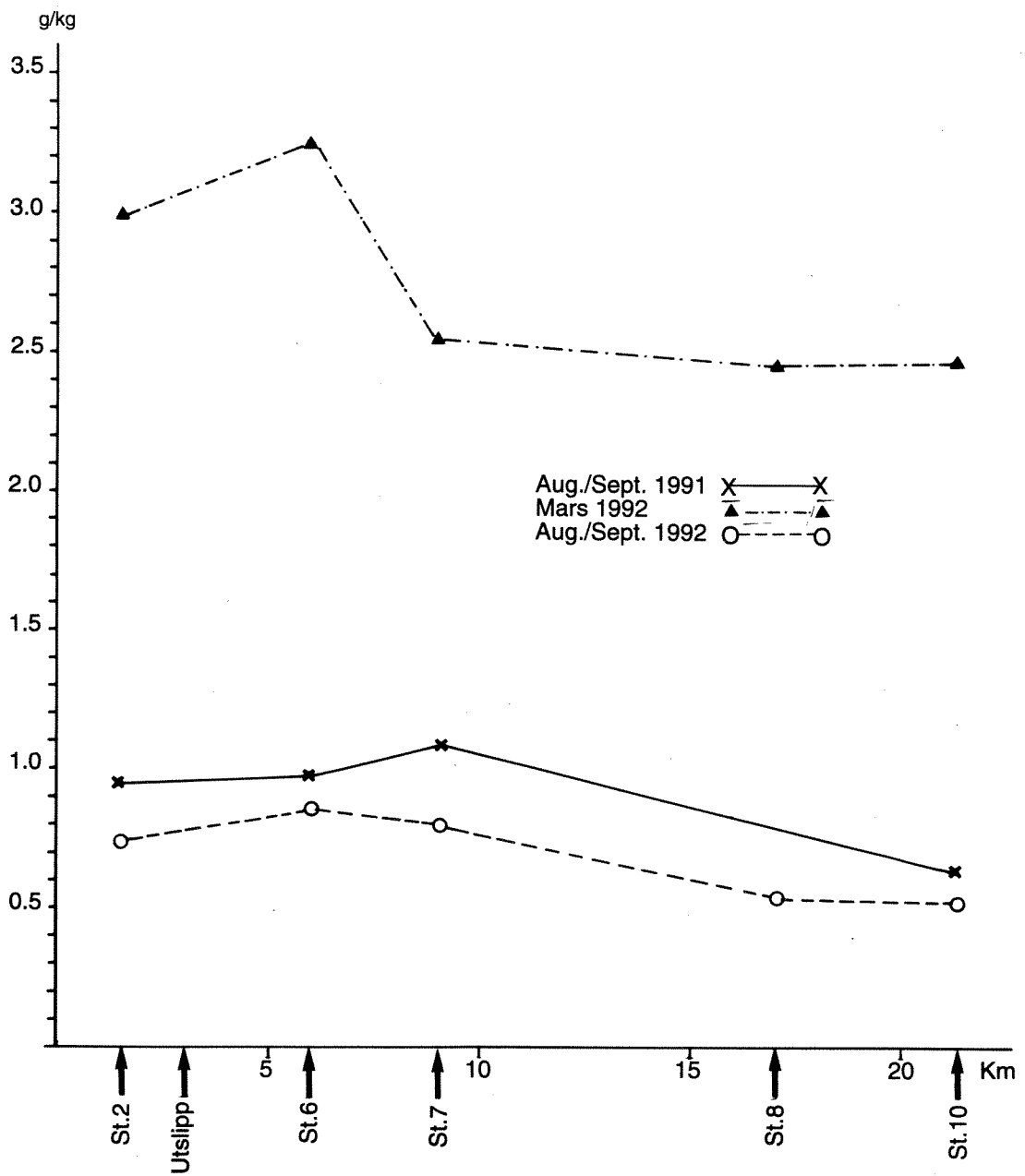
Ut fra de foreliggende observasjoner synes dermed hele Glomfjord og Meløyfjorden å være påvirket av næringssalter ut til St. Bi8 og muligens lenger.



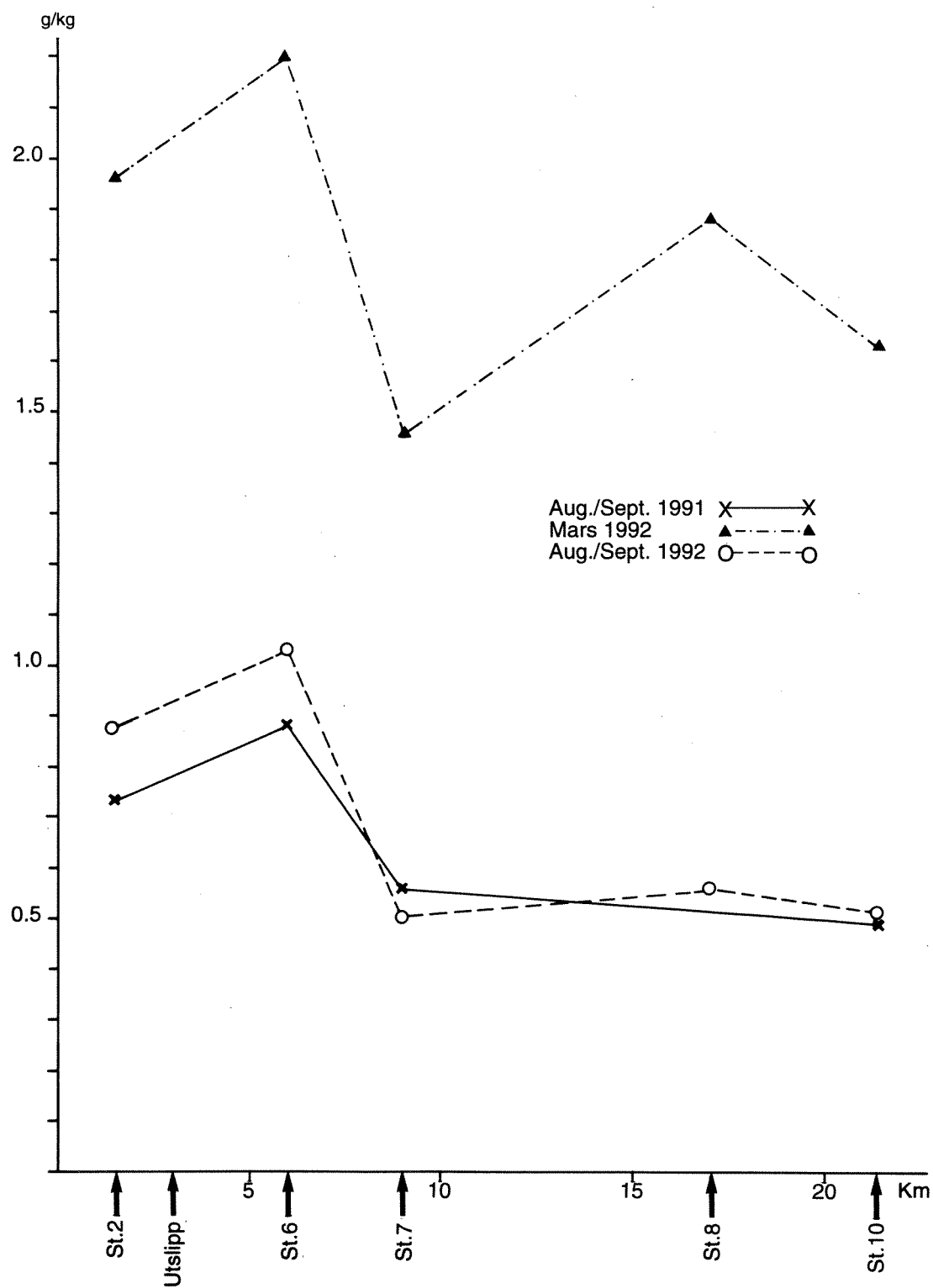
**Figur 5.5.** Nitrogen i blæretang (*Fucus vesiculosus*) i g/kg tørrvekt fra stasjoner på nordsiden av Glomfjord/Meløyfjorden aug./sept. 1991, mars 1992 og aug./sept. 1992. X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.



**Figur 5.6.** Nitrogen i grisetang (*Ascophyllum nodosum*) i g/kg tørrvekt fra stasjoner på nordsiden av Glomfjord/Meløyfjorden aug./sept. 1991, mars 1992 og aug./sept. 1992. X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.



**Figur 5.7.** Fosfor i blæretang (*Fucus vesiculosus*) i g/kg tørrvekt fra stasjoner på nordsiden av Glomfjord/Meløyfjorden aug./sept. 1991, mars 1992 og aug./sept. 1992. X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.



**Figur 5.8.** Fosfor i grisetang (*Ascophyllum nodosum*) i g/kg tørrvekt fra stasjoner på nordsiden av Glomfjord/Meløyfjorden aug./sept. 1991, mars 1992 og aug./sept. 1992. X-aksen angir måned nr. VIII - XII i 1991 og nr. I - XI i 1992.

## 5.4. Sammenligning med 1981 - 82

Som nevnt innledningsvis, er det utilstrekkelig grunnlag for å sammenligne 1991 - 92-situasjonen i Glomfjord med tidligere data fra 1981 - 82 fordi prøvematerialet har vært forskjellig (ca. 3 cm skuddspisser i 1991 - 92, 15 - 20 øvre cm i 1981 - 82 - og i henhold til upubliserte NIVA-data - generelt økende N- og P-innhold mot skuddspissen, se også Carlson, 1991).

Med ovennevnte forbehold kan resultatene forsøksvis jevnføres med henblikk på å se om resultatene tyder på **reduerte** konsentrasjoner av N og P, samsvarende med at belastningen er blitt betydelig mindre. (Siden skuddspissene har et generelt høyere innhold enn resten, er en eventuelt motsatt tendens vanskeligere å bedømme).

Tallene i tabell 5.2 gir imidlertid motstridende tendenser. Mht. **fosfor** synes innholdet i blæretang generelt å ha gått ned (mer enn 10% nedgang fra 1981 - 82 til 1991 - 92 i 6 av 7 tilfeller). Imidlertid gjenfinnes ikke den samme konsekvente tendens i grisetang, og for **nitrogen** synes utviklingen delvis motsatt (grisetang).

**Tabell 5.2.** Nitrogen og fosfor i blæretang og grisetang fra stasjonene Bi2 og Bi6 til samme årstider i 1981 - 82 og 1991 - 92, g/kg tørrvekt. 1981 - 82-verdier fra Molvær *et al.* (1984). Ikke obs.: -.

STASJON/ MÅNED	BLÆRETANG			GRISETANG		
	N	P	N : P	N	P	N : P
<b>Bi2</b>						
Feb./mars 81-82	-	-	-	17.2	1.34	12.8
" " 91-92 <sup>1)</sup>	30.0	3.05	9.8	26.3	1.73	18.0
Mai/juni 81-82	23.0	1.63	14.1	17.7	1.19	14.9
" " 91-92 <sup>1)</sup>	34.8	1.61	21.6	25.5	1.34	19.0
Aug./Sep. 81-82	21.0	1.53	13.7	13.9 <sup>1)</sup>	0.79 <sup>1)</sup>	18.1
" " 91-92 <sup>2)</sup>	22.1	1.01	21.9	18.2	0.91	20.0
Okt./nov. 81-82	21.1	1.56	13.5	17.1	0.78	21.9
" " 91-92	21.4	1.36	15.7	22.5	1.61	14.0
<b>Bi 6</b>						
Feb./mars 81-82	27.3	3.98	7.0	24.0	2.24	10.7
" " 91-92 <sup>1)</sup>	32.7	3.48	9.4	30.5	2.24	13.6
Mai/juni 81-82	32.3	2.65	12.2	22.2	1.71	13.0
" " 91-92 <sup>1)</sup>	36.6	1.86	19.7	28.0	1.26	22.2
Aug./Sep. 81-82	30.5	2.26	13.5	25.4 <sup>1)</sup>	1.37 <sup>1)</sup>	18.5
" " 91-92 <sup>2)</sup>	26.6	1.16	22.9	21.5	1.11	19.4
Okt./nov. 81-82	30.9	2.52	12.3	30.0	1.56	19.2
" " 91-92	25.2	1.88	13.4	25.8	2.19	11.8

<sup>1)</sup> Middell av to obs.

<sup>2)</sup> Middell av tre obs.

N:P forholdet har med ett unntak økt i begge arter (tabell 5.2). Med forbehold om hvordan N og P varierer fra skuddspissen mot eldre deler, kan dette muligens være en refleksjon av at utslippene av fosfor er blitt relativt mer redusert enn for nitrogens del (mer enn 75% mot ca. 60%, slik at det

gjennomsnittlige N:P forholdet i utslippet er forandret fra ca. 7:1 i 1981 til ca. 14:1 i 1991). Ved en sammenligning (Mann Whitney test) av et utvidet materiale (alle samsvarende stasjoner/prøvetidspunkter i hele Glomfjord/Meløyfjorden 1981/82 og 1991/92) kom økningen i blæretangs midlere N:P forhold fra 13.3 til 21.4 (tabell 5.3) ut som signifikant ( $p < 0.01$ ). Økningen i grisetang fra 18.2 til 21.8 var derimot bare på grensen mot signifikans ( $0.05 < p < 0.06$ ). (Av de utvalgte eksemplene i tabell 5.2 ses også at det nevnte unntaket fra ellers konsekvent økning i N:P var i grisetang).

Sammenlignes N:P fra Glomfjord og Holandsfjorden med data fra andre fjordområder (tabell 5.3) fremkommer i hovedsaken en overlappning med antatt lite belastede lokaliteter; for blæretangs vedkommende også i relasjon til stasjoner i den overgjødslende Oslofjorden. Det ses at i sistnevnte område synes N:P i grisetang å være noe høyere enn i de øvrige fjordene.

Blæretang fra Holandsfjorden var et unntak. Her er det særlig N:P forholdet fra de to innerste stasjonene som trekker opp gjennomsnittet, med maksimumsverdi på over 50 i aug./sept. på st. Bi12 (vedleggstabell A3). Dette tyder på at grad av ferskvannspåvirkning er en faktor å ta hensyn til ved bedømmelse av nitrogen og kanskje særlig fosfor. Sistnevnte viste meget lave konsentrasjoner i Holandsfjord-algene, mens nitrogenverdiene overlappet med observasjonene fra de ytre stasjonene i Glomfjord/Meløyfjorden (vedleggstabellene A1 - A2).

Generelt kan bemerkes at de registrerte N:P forhold i tang lå tydelig over gjennomsnittet for konsentrasjonene av disse næringsstoffene i havvann (ca. 7:1 på vektbasis, mot stort sett 10 - 30 i algeprøvene). Noe av forskjellen kan ha med ferskvannspåvirkning å gjøre, men av tabell 5.3 ses at det relative overskuddet på nitrogenforbindelser også gjelder lite ferskvannsinfluerte områder på åpen kyst (Bodøsjøen, Raunefjorden, Groosefjorden). Forholdet synes derfor å være et iboende trekk hos større, fastsittende alger (Atkinson og Smith, 1983).

**Tabell 5.3.** Middel/standardavvik for N:P i blæretang og grisetang fra Glomfjord/Meløyfjorden og Holandsfjorden 1991 - 92 jevnført med Glomfjord/Meløyfjorden 1981 - 82 (kfr. Molvær *et al.*, 1984) og andre fjordområder (årsgjennomsnitt, upubl. NIVA-data).

Områder	Blæretang	Grisetang
Glomfj./Meløyfj. 1991 - 92 I <sup>1)</sup>	21.4/7.4	21.8/5.4
Holandsfjorden 1991 - 92	32.5/15.9	22.8/8.0
Glomfj./Meløyfj. 1981 - 82 <sup>2)</sup>	13.3/3.6	18.2/4.6
Glomfj./Meløyfj. 1991 - 92 II <sup>3)</sup>	16.7/6.2	18.7/5.7
Bodøsjøen 1984 - 85	11.9/2.4	15.9/1.4
Raunefjorden 1984 - 85	17.3/2.3	23.7/2.2
Groosefjorden 1985 - 86	22.3/2.8	22.3/4.0
<b>Oslofj. 1984 - 85</b>		
Ertsvika	19.3/6.3	23.1/6.3
Håøya	19.1/5.4	27.1/5.0
Ellnestangen	22.0/7.4	32.0/7.8

1) Alle verdier fra aug./sept. (to år) pluss marsverdien (ett år) - sammenlignes med Holandsfjorden og Glomfjord 1981 - 82.

2) Verdier fra februar/mars, aug. og sept., 6 stasjoner (Molvær *et al.*, 1984).

3) Middel for året på st. Bi2/Bi6 (strøket aug./sept.-verdien for 1992 - sammenlignes med øvrige fjordområder).



Den foreliggende undersøkelsen av N og P i tang har bekreftet at tang kan brukes som indikator på grad av overgjødsling og på forskjell mellom algers næringstilgang i ulike fjordområder. Det er imidlertid usikkert hvor små gradforskjeller som kan spores (kfr. usikkerheten mht. utslippets influensområde) og hvor mye ferskvannspåvirkningen spiller inn. Denne usikkerheten har også relevans for å følge den videre utvikling (etter reguleringsinngrepet) i Glomfjord/Meløyfjorden og Holandsfjorden. For dette formål burde referansematerialet utvides med gjentatte observasjoner gjennom ett år på st. Bi2 og Bi6 pluss to utenforliggende lokaliteter (Bi8 og Bi10) og dessuten st. Bi12 eller Bi15 i Holandsfjorden. I tilfellet kunne man imidlertid begrense seg til bare blæretang, som synes noe bedre som indikator enn grisetang (større ferskvannstoleranse og sannsynligvis større variasjonsbredde mht. innhold av N og P).

## 6. OPPSUMMERING OG SAMMENFATTENDE DISKUSJON

### Utslipp av næringsalter og organisk stoff

I utgangspunktet kan man vente at de negative miljøvirkningene av næringsaltutslippene til Glomfjord var mindre i 1991 - 92 enn 10 år tidligere. Grunnen er store utslippsreduksjoner hos Hydro Glomfjord. For fosfor og nitrogen er utslippet på årsbasis redusert med henholdsvis 77% og 56%, noe som også medførte at mengdemessig er forholdstallet (N:P) endret fra ca. 7:1 til ca. 13.5:1.

På den annen side kan nevnes at MOWIs smoltanlegg har blitt etablert. Mengdemessig er imidlertid andelen liten, men utslippet ligger i et særlig følsomt område like vest for Hydro Glomfjord.

### Næringsalter og biomasse i fjordens vannmasser

I 1981 - 82 ble det funnet en tydelig gradient i næringssaltkonsentrasjon mellom indre og ytre del av Glomfjord. Også i 1991 - 92 kunne en slik gradient påvises, men den var mindre markert enn 10 år tidligere. Man må kunne gå ut fra at denne forskjellen er et resultat av reduserte utslipp fra Hydro Glomfjord.

I samsvar med endret forhold mellom nitrogen og fosfor i tilførslene til fjorden, tyder også forholdet mellom N og P i vannmassene på endringer fra 1981 - 82 til 1991 - 92. Mens det gjennomsnittlige N/P-forhold i 0 - 10 m dyp på stasjonene G4 og G7 sommerstid i 1981 - 81 var 12:1, var det i 1991 - 92 ca. 16:1. Den gjennomsnittlige forskjellen mellom de to stasjonene var liten.

Målinger av algebiomassen i Glomfjord i 1991 - 92 viste betydelig lavere verdier enn i 1981 og 1985. Mens det er klart at biomassen av naturlige grunner kan variere mye fra år til år, er det vår samlede vurdering at dette for Glomfjords tilfelle sannsynligvis skyldes reduserte tilførsler av næringsalter.

### Oksygen i dypvannet

Oksygenforholdene i hele vannmassen var gode både i 1991 og 1992. Ser man bort fra forholdene sommeren 1981, samsvarer resultatene godt med oksygenmålingene i 1981 - 85. Det er liten grunn til å frykte oksygenproblemer i dypvannet i Glomfjord.

### Alge- og dyresamfunn på grunt vann

Ved undersøkelsene i 1981 - 82 ble det registrert klassiske effekter av næringssaltbelastning på algesamfunnene i fjæra langs den nordlige delen av Glomfjord. 10 år senere kunne en fortsatt registrere de samme effekter, og det berørte området var nå blitt *noe utvidet* vestover.

Det tydelig påvirkede området strekker seg fra ca. 300 m øst for fabrikk og ut til Næverdalsbukta, hvilket er i overensstemmelse med hovedstrømmingene i overflatevannet. Effektene avtar med økende avstand til utslippet.

Belastningen gir seg primært utslag i fravær av normale tangsamfunn, men også i store

forekomster av hurtigvoksende grønnalger. De få tangplanter som ble funnet var gamle og i en dårlig forfatning.

Med tanke på de omfattende utslippsreduksjoner, som er iverksatt av Hydro Glomfjord, er denne utviklingen uventet. Det er mulig at "tregheten i systemet" gjør at tangsamfunnene trenger mye lengre tid enn antatt for å reetablere et normalt samfunn.

Det er også mulig at reduksjonene ikke har vært tilstrekkelige for å forbedre forholdene på grunt vann, og at den observerte utvidelse av området kan skyldes naturlige svingninger. Det siste må imidlertid anses som mindre sannsynlig.

Den mest sannsynlige forklaring er imidlertid at de store grønnalgeforekomstene hele tiden har vanskeliggjort rekrutteringen av tang; og at det meste av den tangen som ble funnet i 1981 - 82 var gamle individer som nå er døde. Det kan i denne sammenheng nevnes at Lüning (1990) oppgir en gjennomsnittsalder på ca. 11 år for fucoider, og at det er funnet opp til 35 år gamle individer av grisetang (gjennomsnittsalder 20 år). Andre mulige/bidragende årsaker er:

- \* Som tidligere nevnt er utslippene fra MOWT's oppdrettsanlegg små, men de foregår i et allerede utsatt område.
- \* Biotestforsøkene på planktonalger viste at veksten av disse kunne være begrenset av mangel på spormetaller eller vitaminer, eller kanskje begge deler. Det er mulig at dette også kan påvirke utviklingen av tangsamfunnene.
- \* Luft-utslippene fra fabrikkene kan ha en større betydning for samfunnene i fjæra enn det en først antok. De store forekomstene av måsegrønnske (*Prasiola* spp.) kan tyde på dette. Måsegrønnske er en grønnalge som vokser over fjærebeltet i områder med stor tilgang på næringssalter, f.eks. fra fugleleekskremitter eller nedfall fra luft.

### **N og P i tang**

Data om tangens næringsstatus fra 1981 - 82 og 1991 - 92 er ikke fullt sammenlignbare, men det er registrert en signifikant/nær signifikant økning i N:P forholdet i de to artene. Dette overensstemmer med at utslippsreduksjonene har vært forholdsmessig størst for fosfor.

## 7. REFERANSER

- Asare, S. og M.M. Harlin, 1983. Seasonal fluctuations in tissue nitrogen for five species of perennial macroalgae in Rhode Island Sound. *J. Phycol.* 19: 254-257.
- Atkinson, M.J. og S.V. Smith, 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.* 28: 568-573.
- Carlson, L., 1991. Seasonal variation in growth, reproduction and nitrogen content of *Fucus vesiculosus* in the Öresund, Southern Sweden. *Bot. Marina* 34: 447-453.
- Connor, D.W. 1991. Norwegian fjords and Scottish sealochs: a comparative study. Joint Nature Conservation Committee Report, No. 12 (Marine Nature Conservation Review Report, No. MNCR/SR/18).
- Conolly, N.J. og E.A. Drew, 1985. Physiology of *Laminaria*. III. Effect of a coastal eutrophication gradient on seasonal patterns of growth and tissue compositions in *L. digitalis* Lamour and *L. saccharina* (L.) Lamour. *Mar. Ecol.* 6: 181-195.
- Fredriksen og Rueness, 1990. Eutrofisisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 4.1. NIVA-rapport 2388.
- Goldman, J.C., J.J. McCarthy & D.G. Peavey, 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in ocean waters. *Nature*, 279:210-215.
- Hagen, N.T., 1983. Destructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden, northern Norway. *Sarsia*. 68:177-190.
- Hardwick-Witman, M.N. og A.C. Mathieson, 1986. Tissue nitrogen and carbon variations in New England estuarine *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis populations (Fucales, Phaeophyta). *Estuaries* 9: 43-48.
- Ho, Y.B., 1981. Mineral element content in *Ulva lactuca* L. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal water. *Hydrobiologia* 77: 43-47.
- Holte, B., Johnsen, T., Molvær, J., Næs, K., Pedersen, A., Walday, M. 1994. Undersøkelser av miljøforhold i Glomfjord og Holandsfjord i 1991-92. Delrapport 1: Vannkjemi, biologi og sedimentasjon i Holandsfjord. NIVA-rapport O-910300 (l.nr. 3061).
- Iversen, P.E. 1981. Benthosalgevegetasjon i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Del 1 Generell del, 157s. og Del 2 Systematisk og floristisk del, 173 s. Hovedfagsarbeide i marin botanikk, våren 1981. Univ. i Oslo. Upublisert.
- Jacobi, G., 1954. Die Verteilung des Stickstoffs in *Fucus vesiculosus* und *Laminaria saccharina* und deren Abhängigkeit vom Jahresrhythmus. *Kieler Meeresforsch.* 10: 37-57.
- Kornfelt, R.-A., 1982. Relation between nitrogen and phosphorus content of macroalgae and the waters of Northern Öresund. *Botanica Marina* 25: 197-201.
- Kremer, B.P., 1975. Physiologisch-chemische Charakteristik verschiedener Thallusbereiche von *Fucus serratus*. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 27: 115-127.

- Lüning, K., 1990. Seaweeds. Their environment, Biogeography and Ecophysiology. John Wiley & Sons Inc. New York, 527 s.
- Lyngby, J.E., J. Birklund, S.M. Mortensen, U.C. Berggren og J. Brøns-Hansen, 1992. Biomonitoring med makroalger. Vand og Miljø 7/1992: 232-236.
- Malone, T.C., 1971. The relative importance of nannoplankton and netplankton as primary producers in tropical oceanic and neritic phytoplankton communities. - Limnol. Oceanogr., 16:633-639.
- Molvær, J., 1986. Overvåkning av miljøforhold i Glomfjord 1985. NIVA-rapport, l.nr. 1805. Oslo.
- Molvær, J., J. Knutzen, M. Haakstad & K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981 - 82. Delrapport II. Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 1605, 125 s. ISBN 82-577-0765-1.
- Molvær, J. og J. Knutzen, 1987. Eutrofi-forhold i Glomfjord, Norge. S. 157-168 i Eutrofiering av havs- og kystområder. 22 Nordiska symposiet om vattenforskning, Laugarvatn 1986-08-26-29. NORDFORSK, Miljøvårdsserien Publ. 1987: I. Helsingfors, 472 s.
- Molvær, J., 1984. Overvåking av oksygenforhold, klorofyll *a* og PAH i Glomfjord. NIVA-notat. 18.10.1984. Oslo.
- Molvær, J., 1986. Overvåking av miljøforhold i Glomfjord 1985. NIVA-rapport nr. 1805. Oslo.
- Molvær, J., J. Knutzen, B. Rygg og J. Skei, 1984b. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Sammenendragsrapport. NIVA-rapport nr. 1614. Oslo.
- Molvær, J., J. Knutzen, M. Haakstad og K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981 - 82. Delrapport II. Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000316 (l.nr. 1605), 125 s. ISBN 82-577-0765-1.
- Molvær, J., Knutzen, J., Haakstad, M., Tangen, K. 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. (Overvåkningsrapport nr. 128/84). NIVA-rapport 1605.
- Olsen, Y. & A. Jensen, 1989. Status for NTNFs program for eutrofieringsforskning. Programmets relevans til forskning og forvaltning i forbindelse med marin eutrofiering. ISBN 82-72224-299-0.
- Pedersen, A., Bakke, T., Green, N.W. 1990. Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Fastsittende alger og dyr 1983-1989. NIVA-rapport 2441, 152 s.
- Pedersen, A., Rygg, B. 1990. Program for langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Del 1. Benthiske organismesamfunn. NIVA-notat O-89131, 33s.

- Pedersen, A., Wikander, P.B., Oug, E., Green, N.W. 1989. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Virkninger på organismesamfunn langs kysten. NIVAs undersøkelser i november 1988. NIVA-rapport 2233, 182 s.
- Piriou, J.-Y. og A. Menesquen, 1992. Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). S. 111-115 i G. Colombo, I. Ferrari, V.V., Ceccherelli og R. Rossi (red.): Marine eutrophication and population dynamics. 25th European Marine Biology Symposium. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Redfield, A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in the sea water and their relation to the composition of plankton. Pp. 176-192 in Johnstone, J. Memorial Volume. Univ. Liverpool.
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. Am. Sci., 46:205-222.
- Rygg, B. og I. Thélín, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Virkninger av næringssalter. SFT-veiledning nr. 93:04. Oslo.
- Sakshaug, E., K. Andresen, S. Myklestad & Y. Olsen, 1983. Nutrient status of phytoplankton communities in Norwegian waters (marine, brackish, and fresh) as revealed by their chemical composition. J. Plankton Res., 5:175-196.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. Univ. of Illinois Press, Urbana. 118s.
- Sivertsen, K. 1982. Utbredelse og variasjon i kråkebollenes nedbeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. Nordlandsforskning rapp. NF 7/82: 1-31, ISBN: 82-7321-007-3, Bodø, Norway.
- Uthermöhl, H., 1931. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons (mit besonderer Berücksichtigung des Ultraplanktons). Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol., 5(2):567-596.
- Uthermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol., 9:1-38.
- Vadstein, O., K.Y. Børsheim, Y. Olsen & A. Jensen, 1990. Nærings saltbelastning og selvrensning i marint miljø: Faglig status og forskningsbehov. 117 sider. ISBN 82-7224-319-9.
- Wachenfelt, T. von, 19175. Marine benthic algae and the environment in the Øresund I-III. Avhandling for doktorgrad, Univ. i Lund. 328 s.
- Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa - Askø area, Northern Baltic proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contrib. Askø Lab. Univ. Stockholm 25: 1-210.

Wallentinus, I., 1981. Phytobenthos, s. 322-342 i Melvasalo, T. (red.): Assessment of the effects of pollution on the natural resources of the Baltic Sea, 1980. Baltic Sea Environment Proceedings No. 5B. 426 s.

Wheeler, P.A. og B.R. Björnsäter, 1992. Seasonal fluctuations in tissue nitrogen and phosphorus, and N:P for five macroalgal species common to the Pacific northwest coast. J. Phycol. 28: 1-6.

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2556-0