



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 128/84

Oppdragsgivere

Statens forurensningstilsyn
Norsk Hydro Glomfjord
fabrikker

Deltakende institusjoner

NIVA
Nordland Distriktshøgskole

Delrapport II

Vannutskiftning

Vannkvalitet

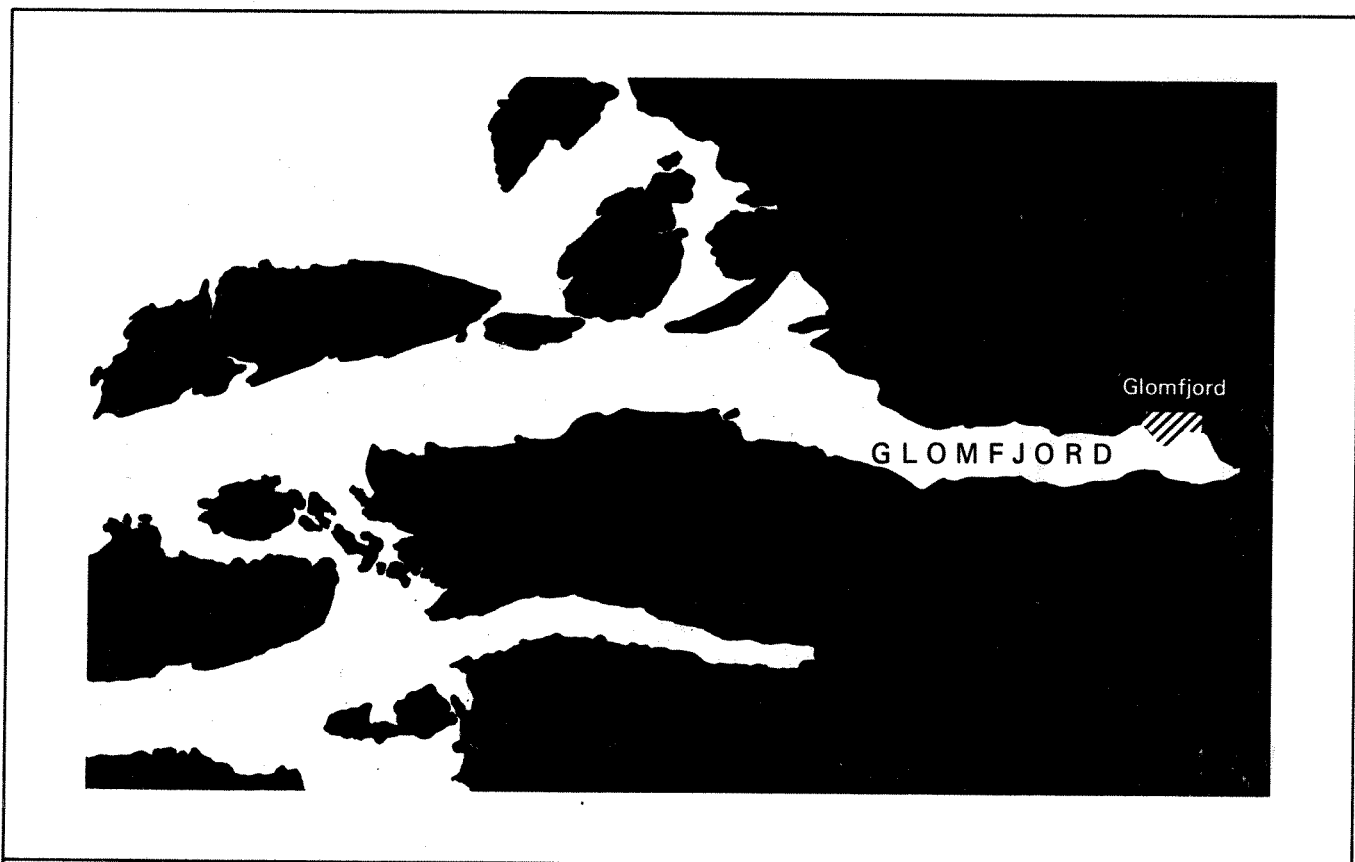
Miljøgifter i organismer

Organismesamfunn på
grunt vann

Basisundersøkelse i

Glomfjord

1981-82



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80

Rapportnummer: 8000316
Undernummer: I
Løpenummer: 1605
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. (Overvåkingsrapport nr. 128/84).	Dato: 3. april 1984
Forfatter(e): Jarle Molvær Jon Knutzen Magne Haakstad Karl Tangen	Prosjektnummer: 8000316
	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Nordland
	Antall sider (inkl. bilag): 125

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn Norsk Hydro Glomfjord fabrikker	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

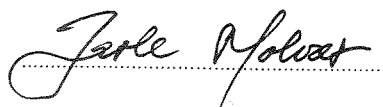
Ekstrakt:

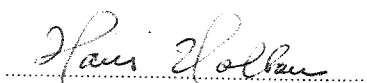
Det er utført en undersøkelse av vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og av organismesamfunn på grunt vann i Glomfjord. Fjorden er tydelig overbelastet med gjødselstoffer. I fjordens overflatelag medfører dette stor planktonproduksjon og uklart vann i sommerhalvåret. For fjordens dypvann betyr dette stort oksygenforbruk og muligens perioder med kritiske oksygenforhold. I strandsonen viser overbelastningen seg ved en massiv begroing med grønnalger, sterkest på fjordens nordside. Høye fluorkonsentrasjoner i blåskjell er funnet innen ca. 500 m fra Glomfjord fabrikker. Analyser av metaller i tang samt PAH og PCB i blåskjell tyder ikke på tilførsler av betydning. Med forbehold om oksygenforholdene i dypvannet og fiske, synes det ikke som de registrerte forurensningseffektene skader andre bruksinteresser i noen særlig grad. Den planlagte reduksjonen i ferskvannstilførsel til fjorden kan forsterke effektene av overgjødningen.

4 emneord, norske: Statlig program
1. Overvåkingsrapport 128/84
2. Basisundersøkelse Glomfjord 1981-82
3. Hydrografi
4. Hydrokjemii
5. Miljøgifter
6. Organismesamfunn på grunt vann

Prosjektleder:

4 emneord, engelske:
1. Glomfjord Nordland
2. Eutrofication
3. Hydrography
4. Hydrochemistry
5. Littoral fauna
6. Toxic materials


Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0765-1

For administrasjonen:





Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000316

BASISUNDERSØKELSE I GLOMFJORD

Delrapport II

Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer
og organismsamfunn på grunt vann.

3. april 1984.

Prosjektleder : Jarle Molvær

Medarbeidere : *Magne Haakstad* (NDH)
Håvard Hovind
Jon Knutzen
Knut Kvalvågnæs
Karl Tangen (NTH)

For administrasjonen:

J.E. Samdal

Lars N. Overrein

F o r o r d

Basisundersøkelsen i Glomfjord inngår i Statlig program for forurensnings-
overvåking og finansieres av Norsk Hydro Glomfjord fabrikker og Statens
forurensningstilsyn. Arbeidet er blitt utført av NIVA i samarbeid med
Nordland Distriktshøgskole, Bodø, og Norsk Hydro Glomfjord fabrikker,
Glomfjord. Feltarbeidet begynte i mars 1981 og ble avsluttet i oktober
1982. Arbeidet har omfattet undersøkelser av vannutskiftning, vannkjemi,
sedimenter, organisesamfunn i strandsonen og på bløtbunn samt miljø-
gifter i organismer.

Ved Nordland Distriktshøgskole har amanuensis Stig Skreslet hatt ansvaret
for planlegging og gjennomføring av hydrografitoktene, mens ingeniør
Liv Grande Johansen har deltatt i feltarbeid og utført vannanalyser.
Cand.real. Magne Haakstad har skrevet kapittel 2.4 i rapporten.

Ved Glomfjord fabrikker har daværende laboratorieleder Arvid Bakkemo og
medarbeidere stått sentralt. Spesielt nevnes ingeniør Torunn Arvesen
(feltarbeid vedrørende hydrokjemi, undersøkelser av gruntvannssamfunn
og innsamling av tang til analyser på fosfor og nitrogeninnhold), labo-
ratorieingeniør Herman Bernhoff (utslippsforhold), og Tore Buvik (båt-
fører under feltarbeid).

Analyser av de innsamlede algeprøver er i hovedsaken utført av cand.mag.
Frithjof Moy, Institutt for marinbiologi og limnologi, UiO. Lektor Øyvind
Wiik har vært behjelpelig med identifikasjonen av blågrønnalgearter.

Cand.real. Karl Tangen ved Institutt for marinbiokjemi, NTH og cand.real.
scient. August Tobiesen, Avdel. for marin botanikk, Biologisk institutt,
Universitetet i Oslo, har analysert planktonprøvene. Tangen har skrevet
avsnittet om dette i kap. 3.2.

Analyser av PCB i blåskjell og metaller og fluor i tang og muslinger
er utført ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI), med
henholdsvis ing. Kari Martinsen, ing. Beate Enger og cand.real. C.U.
Wetlesen som hovedansvarlige.

Ved NIVA har cand.real. Jon Knutzen ledet undersøkelsene av fosfor og nitrogen i tang, av gruntvannssamfunn og av miljøgifter i organismer. Han har også skrevet disse delene av rapporten (kap. 4). Cand.real. Knut Kvalvågnes ledet dykkerundersøkelsen og var ansvarlig for de zoologiske registreringene i 1981. Ingeniør Lasse Berglind har hatt ansvaret for analyse av PAH i muslinger og cand.real. Håvard Hovind har ledet arbeidet med analysene av fosfor og nitrogen i tang.

Undertegnede har vært prosjektleder og har spesielt ledet de hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelsene, og har hatt hovedansvaret for kapitlene 1, 2, 3, 5 og 6 og redigeringen av rapporten. Det hydrografiske og hydrokjemiske datamaterialet er lagret i databasen for Statlig program for forurensningsovervåking. Resultatene fra undersøkelsene av biologiske forhold og av miljøgifter i organismer er i sin helhet gjengitt i rapportens hoveddel og Appendiks. Tre eksemplarer av rapporten med stasjonsbilder fra gruntvannsundersøkelsene oppbevares ved Statens forurensningstilsyn, Norsk Hydro Glomfjord fabrikk og NIVA.

Oslo, 3. april 1984

Jarle Molvær

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	1
KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	11
1.1 Topografi, ferskvannstilførsel og vannmasser	11
1.2 Forurensningstilførsler	14
1.3 Bruksinteresser og konflikter	15
1.4 Mål for undersøkelsen	16
2. VANNUTSKIFTING	17
2.1 Metoder og parametre	17
2.2 Overflatelaget	19
2.3 Intermediært vannlag	26
2.4 Bassengvannet	29
2.4.1 Generelt om bassengvannet	29
2.4.2 Vannutvekslingen	31
3. VANNKVALITET	33
3.1 Metoder og parametre	33
3.2 Overflatelag	34
3.3 Oksygen i dypvannet	47
4. BIOLOGISKE FORHOLD OG MILJØGIFTER I ORGANISMER	52
4.1 Innhold og formål	52
4.2 Metoder	55
4.3 Organismesamfunn på grunt vann	58
4.3.1 Stasjonsbeskrivelser - samfunnenes hovedelementer	58
4.3.2 Beregning av forurensningsindeks ved indikatorer av fastsittende alger	65
4.3.3 Øvrige biologiske vurderinger og konklusjoner	66
4.4 Nitrogen og fosfor i grisetang og blæretang	72
4.4.1 Bakgrunn	72
4.4.2 Resultater	73
4.4.3 Statistisk vurdering av forskjellene i tangs P- og N-innhold på ulike stasjoner	79
4.4.4 Sammenheng mellom vannets og tangens næringsinnhold	81

INNHALDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side
4.5 Miljøgifter i organismer	84
4.5.1 Fluor i blåskjell og grisetang	84
4.5.2 Polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell og oskjell	86
4.5.3 PCB i blåskjell	87
4.5.4 Metaller i grisetang	88
5. KONSEKVENSER FOR BRUKSINTERESSER	89
6. KONSEKVENSER FOR FJORDENS TILSTAND AV ENDRET FERSKVANNS- TILFØRSEL	94
6.1 Bakgrunn	94
6.2 Konsekvenser for vannutskiftningen i overflatelag og intermediært vannlag	94
6.3 Konsekvenser for vannkvaliteten i overflatelag og intermediært vannlag	95
6.4 Konsekvenser for oksygenforholdene i dypvannet	96
6.5 Konsekvenser for organismesamfunnene i strandsonen	97
7. LITTERATUR	98
APPENDIKS 1. Biologiske observasjoner og data. Tabeller A1 - A6.	104
APPENDIKS 2. Antall målinger, medianer, aritmetiske middelverdier og standardavvik for overflate- data for hydrokjemistasjonene.	112
APPENDIKS 3. Analyser av planktonprøver.	115
APPENDIKS 4. Stasjonsfotografier og utvalgte bilder av karakteristiske trekk ved fjærebeltets organismesamfunn.	118

KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Hovedkonklusjonen fra denne delen av undersøkelsene:

Glomfjord er tydelig overbelastet med gjødselstoffer. Symptomene er imidlertid begrenset til fjordens overflatelag, dypvannet og til organismasamfunnet i fjærebeltet.

I overflatelaget resulterer gjødslingen i høy planktonproduksjon i sommerhalvåret, noe som medfører farget og uklart vann. Til tider er sikten i vannmassene så dårlig at det er på grensen av det som aksepteres for friluftsbad.

Planktonoppblomstringen om våren kan medføre et svært høyt oksygenforbruk i dypvannet i tiden etter. Man kan ikke se bort fra at det kan inntreffe perioder med kritiske oksygenforhold i dypvannet.

I fjærebeltet viste overgjødslingen seg primært ved en massiv begroing med grønnalger omkring flomålet og i øvre del av fjæra. Det må antas at den øverste del av denne begroingen delvis skyldes atmosfærisk tilførsel.

Det sterkest berørte området er fjordens nordside fra fabrikkutslippet til omkring småbåthavnen ved Sætvik (figur 24). Tydelig overbelastning med gjødselstoffer kunne spores ut til Sildneset, og sannsynlige, men mindre sikre indikasjoner på overgjødsling ble registrert i hele Glomfjord innenfor Mesøy-Sandviksholmene.

Høye fluorkonsentrasjoner (ca. 10-15 ganger normalinnholdet) i blåskjell ble funnet innenfor en avstand av ca. 0,5 km fra fabrikkutslippet.

Konsentrasjonene av metaller i tang og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og PCB i skjell var lave eller moderate (PAH), og tydet ikke på lokale tilførsler av vesentlig betydning.

Med forbehold om oksygenforholdene i dypvannet og fiske, synes det ikke som om de forurensningseffektene som er registrert kan skade andre bruksinteresser i noen særlig grad.

Redusert ferskvannstilførsel vil medføre dårligere vannutskiftning i overflatelaget og kan forsterke effektene av overgjødsling i fjorden.

Sammendrag

1. Glomfjord tilføres meget store mengder fosfor og nitrogen, i alt vesentlig fra Norsk Hydro Glomfjord fabrikker. Midlere tilførsler for 1981 utgjorde ca. 5.2 tonn nitrogen pr. døgn og ca. 0.73 tonn fosfor pr. døgn. Enkelt omregnet tilsvarer dette bidraget fra en befolkning på 250-300.000 personer (fosfor) og ca. 400-430.000 personer for nitrogen.
2. Rapporten behandler resultater fra undersøkelser av vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og av organismesamfunn i strandsonen utført i 1981-82. De hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelsene omfattet 12 stasjoner (figurene 1 og 3) og i alt 31 prøveserier. De biologiske undersøkelsene omfattet dykkerregistreringer (bare i 1981) og fjærelteobservasjoner (1981-82) av tang og dyr på i alt 9 stasjoner (figur 24), pluss en referansestasjon i Nordfjord. Blæretangs og grisetangs innhold av fosfor og nitrogen er observert til 4-5 ulike tidspunkter av året på 6 av stasjonene (tabell 5), og muslingers og tangs innhold av miljøgifter (fluor, PAH, PCB og utvalgte metaller) på et mindre antall stasjoner.

Et sammendrag av hvilke observasjoner som er gjort på hver stasjon er gitt i tabellene 1 og 5.
3. Fjordens vannmasser er oftest svakt lagdelte. Overflatelaget har en forholdsvis høy saltholdighet, sjelden under 25 o/oo og oftest rundt 28-30 o/oo. Tykkelsen av overflatelaget er oftest 0,5-2 m. I perioder med sterk blanding av vannmassene kan lagdelingen forsvinne helt. De viktigste vannutskiftningsmekanismene er den i middel utgående brakkvannsstrømmen og vinddreven strøm. Midlere oppholdstid for overflatelaget er beregnet til å variere mellom ca. 10 og 40 timer. På fjordens nordside er sannsynligvis oppholdstiden kortere.
4. Vannkvaliteten i overflatelaget bærer preg av utslippene fra Glomfjord fabrikker, både ved høye konsentrasjoner av fosfor- og nitrogenforbindelser og markerte gradienter på tvers og delvis også på langs av fjorden (figurene 10-15). Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen

midtfjords i indre del av Glomfjord var i middel 2-3 ganger høyere enn ytterst i fjorden. På fjordens nordside, vest for Glomfjord fabrikker, var konsentrasjonene i middel 2-3 ganger høyere enn på motsatt side.

5. Denne gjødslingen av overflatelaget medfører høy planktonproduksjon i fjordens øverste 10-20 m i sommerhalvåret (figur 18). Den umiddelbare virkningen er farget og uklart vann. Sommerhalvåret 1981 var sikten i vannmassen ved tre anledninger så dårlig at det lå på grensen av hva som aksepteres for friluftsbad (figur 20).
6. Fjordens terskel på ca. 100 m dyp medfører at fjordens dypvann er avstengt fra kystvannet og periodevis er stagnant. Hovedutskiftningen av dypvannet skjer sannsynligvis i løpet av våren eller forsommeren, men tidspunkt og omfang vil kunne variere fra år til år. Det foreliggende datamaterialet vitner om forholdsvis god utskiftning av dypvannet.
7. Våroppblomstringen av planteplankton kan medføre en høy belastning på dypvannet av organisk materiale, noe som resulterer i et tilsvarende stort oksygenforbruk. Oksygenmålinger fra juli 1981 viste at dette kan medføre betenkelig lave oksygenkonsentrasjoner. Datamaterialet gir ikke grunnlag for å avgjøre om dette var en situasjon som inntreffer hvert år. Upubliserte data fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt tyder på at det kritiske tidsrommet er begrenset til mars-juli.
8. De biologiske observasjonene viste flere tegn på overgjødsling:
 - Sterk begroing med grønnalger, til dels i masseforekomst, omkring flomålet og i øvre del av fjærebeltet.
 - Overrepresentasjon av grønnalger gjorde seg gjeldende over hele Glomfjord fra Sandviksholmene - Mesøy og innover, men mest på nord siden. De sikreste overgjødslingssymptomene ble funnet fra utslippet og utover til Sætvik (figur 24). Ved siden av massiv

grønnalgebegroing ble det her registrert fravær av de ellers vanlige blæretang og grisetang (sannsynligvis også sautang og sagtang), dessuten en masseforekomst av blågrønnalger over en strekning av 2-300 m vestover fra utslippet.

- Store forekomster av rur og blåskjell (som konkurrerer med alger om plass) ble registrert på de fleste stasjonene og forøvrig observert over mesteparten av fjorden. De store bestandene er, i samsvar med observasjonene av høye planktonkonsentrasjoner i vannet, grunnlag for masseforekomst av purpursnegl på enkelte stasjoner.

9. Utover de nevnte overgjødningssymptomer ble det registrert et normalt og forholdsvis artsrikt plante- og dyresamfunn i fjæra. Under fjærebeltet var det imidlertid til dels artsfattig mht. alger. Tegn på nedbeiting ved sjøpinnsvin ble funnet på enkelte av stasjonene, men syntes ikke alltid å være en tilstrekkelig forklaring på dårlig utviklede algesamfunn.
10. Statistisk signifikante overkonsentrasjoner av fosfor og nitrogen i tang ble funnet i blæretang og grisetang innsamlet ved Sætvik og Sildneset (figurene 25 og 26). Det markert overgjødningsområdet på nordsiden av Glomfjord strekker seg følgelig til utenfor sistnevnte sted.

Det ble observert tydelige sesongvariasjoner i tangens innhold av fosfor og nitrogen (figur 29), men overkonsentrasjonene fra det sterkest berørte området var tydelig til alle årstider (figurene 27 og 28).

Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen i tang varierte systematisk med de midlere konsentrasjonene i overflatelaget (figur 29).

11. Blåskjell innsamlet innen et område 0,5 km fra utslippet ble funnet å inneholde størrelsesordenen 10 (20) ganger normalkonsentrasjonen av fluor (tabell 7). Sannsynlige fortyninger av utslippet tyder på enten mer enn proporsjonal økning i forhold til vannets fluorinnhold eller dårlig evne hos blåskjell til å skille ut fluor etter kortperiodisk

høy belastning (ujevne utslipp). Antatt normale konsentrasjoner av fluor i blåskjell og tang ble observert lenger unna (st. Bi 6, kfr. figur 24 og tabell 7).

De forhøyede fluorkonsentrasjoner har neppe praktisk betydning så lenge forholdet ikke legger begrensninger på andre brukerinteresser (skjelldyrking, høsting av tang). Et forbehold må tas for eventuell skjellsanking. Det er en viss risiko for at det ujevne fluorutslippet medfører veksthemmende miljø for ømfintlige organismer, men sannsynligvis bare over kortere tid innen et begrenset område nær utslippet.

12. Undersøkelsene av tjærestoffer (PAH) og PCB i blåskjell og 0-skjell og metaller i tang viste stort sett lave eller moderat høye verdier. Unntatt var overkonsentrasjoner av PAH i blåskjell i størrelsesordenen 5-10 (20) ganger, men dette ble observert bare på to steder det første året. Fraværet av forhøyet PAH-innhold i blåskjell ved annen gangs observasjon antyder kun kortvarig påvirkning.
13. Hvis man skal restaurere de nå tydelig overgjødslende deler av fjorden (fjærebeltet fra Glomfjord til Sætvik), er det påkrevet med sterk reduksjon i utslippene av plantenæringsstoffer og fluor. Ved reduserte utslipp av plantenæringsstoffer vil oksygenforholdene i dypvannet bedres i løpet av et år. For organismesamfunnene i strandsonen vil forbedringen gå langsommere og strekke seg over minst 2-3 år. Det anbefales at alternative forurensningsbegrensende tiltak utredes.
14. I forbindelse med kraftverktbygging er det ventet at fjordens midlere ferskvannstilførsel blir redusert fra ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$ til ca. $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Umiddelbare og vesentlige følger av dette vil være 2-3 o/oo høyere saltholdighet i overflaten, endrede strømforhold og redusert vannutskiftning i fjorden. Dårligere vannutskiftning betyr langsommere spredning og fortynning av fosfor og nitrogen som tilføres fjorden fra Glomfjord fabrikker. Dette betyr økte konsentrasjoner i fjordens overflatelag, noe som kan forsterke de effektene av overgjødsling som denne undersøkelsen har påvist i overflatelag, i dypvannet og i fjærebeltet.

15. Gjødselstoffbelastningen i Glomfjord utgjør en enestående stor-skala eksperimentsituasjon som fortjener stor forvaltningsmessig og naturvitenskapelig oppmerksomhet. Her gis muligheter til å fremskaffe kunnskaper av betydelig praktisk interesse for bedømmelse av effekter fra næringssaltutslipp i saltvann. På denne bakgrunn bør det gjennomføres et eget oppfølgingsprogram (problemorientert undersøkelse), ikke bare overvåking.

1. INNLEDNING

1.1 Topografi, ferskvannstilførsel og vannmasser

Figur 1 gir en oversikt over det fjordområdet som inngikk i undersøkelsene. Som det fremgår av figuren har vi av praktiske grunner valgt å dele området i tre. I tabell 1 er de viktigste topografiske data sammenstilt for disse områdene.

Tabell 1. Topografiske data for fjordområdet

Område	Lengde	Bredde	Overflateareal
Indre Glomfjord	10 km	0,8-1,7 km	13 km ²
Midre Glomfj.-Meløfj.	20 "	1,7-2,5 "	55 "
Ytre del av Meløfjord	8 "	2,5-3,5 "	34 "
Totalt	38 km		102 km ²

Figur 2 viser fjordens bunnprofil målt langs dypålen. Største dyp er ca. 370 m ved st. G7 i den midtre delen. Vi merker oss at innløpet til fjorden i ytre deler er ca. 100 m dypt, noe som betyr at vannmassen mellom ca. 100 m og 370 m ikke har fri forbindelse med vannmassene utenfor fjorden.

Fjordens ferskvannstilrenning er sterkt regulert. Vannmengden gjennom kraftstasjonen innerst i fjorden er ca. 24-30 m³/s. Fra hydrologisk avdeling, NVE, har vi fått opplyst at Glomfjords uregulerte nedbørfelt er 27,1 km² og at midlere avrenning er 2,3 m³/s på årsbasis. Dette betyr at fjordens ferskvannstilførsel utenom perioder med sterk nedbør eller snøsmelting vil være ca. 30 m³/s - i alt vesentlig fra kraftstasjonen.

I tidsrommet 21.6 - 12.7.81 var utslippet fra kraftstasjonen stoppet, fordi kraftproduksjonen var innstilt under fellesferien ved Glomfjord fabrikker. I tidsrommet 15. - 20.3.82 var vannutslippet redusert til ca. 10 % under en streik ved Glomfjord fabrikker.

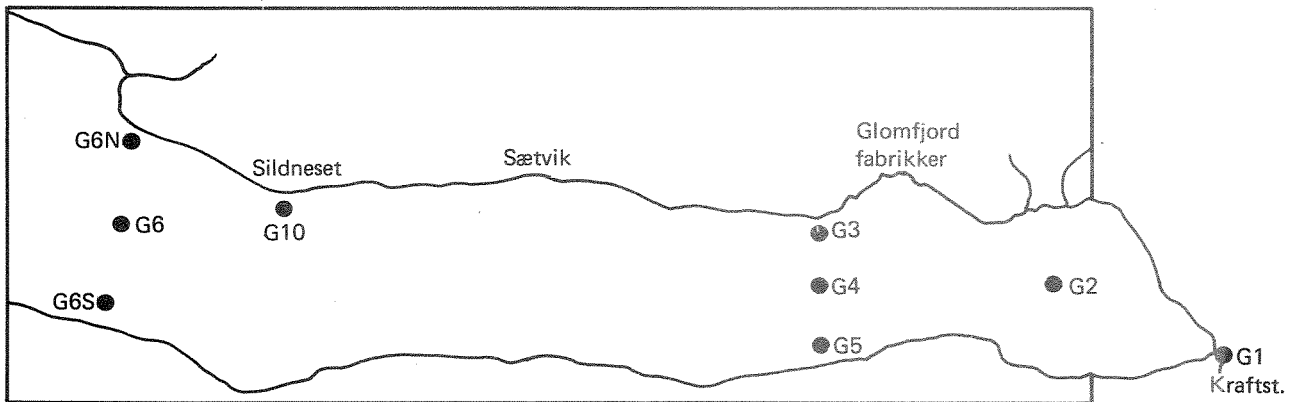
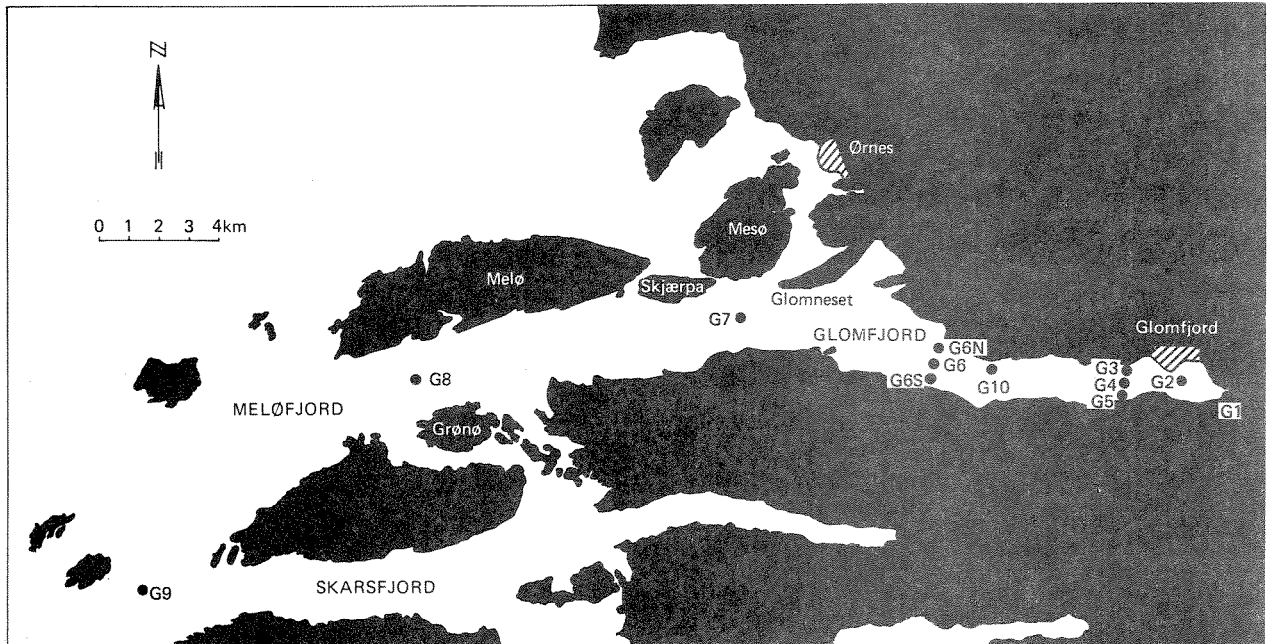


Fig. 1. Glomfjord med hydrokjemistasjoner.

For bearbejdingen av hydrografiske og hydrokjemiske data er det praktisk å inndele fjordens vannmasser i tre lag:

1. Overflatelaget. Tykkelsen varierer vanligvis mellom ca. 1 m og 4 m. Saltholdighet ca. 15-34 o/oo, sjelden lavere enn 25 o/oo.
2. Intermediært lag. Mellom overflatelaget og fjordens terskeldyp på ca. 100 m. Vannmassen har åpen forbindelse med kystvannet.
3. Dypvannet. Fra terskeldyp og ned til største dyp på ca. 370 m. Terskelen hindrer åpen forbindelse med havet og vannmassen vil i perioder være stagnant.

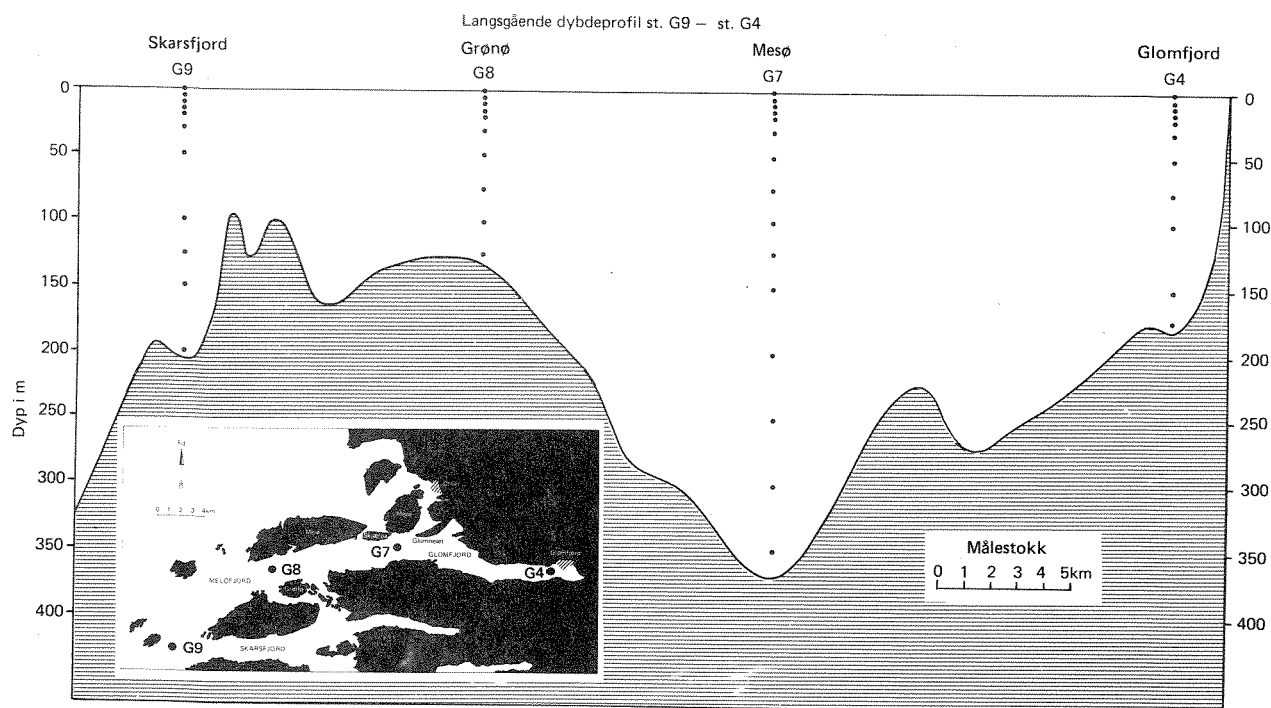


Fig. 2. Glomfjord. Langsgående bunnprofil.

1.2 Forurensningstilførsler

Fosfor og nitrogen

Hovedkildene for tilførsel av fosfor og nitrogen fra land til Glomfjord vil være Glomfjord fabrikker, kommunalt avløpsvann og avrenning fra landarealer.

Glomfjord fabrikker har oppgitt følgende midlere utslippstall (tonn/døgn):

	<u>NO₃-N</u>	<u>NH₃-N</u>	<u>SUM</u>	<u>TOT.P</u>	<u>N : P</u>
1980 :	2,3	2,8	5,1	0,85	6,0 : 1
1981 :	2,1	2,6	4,7	0,72	6,5 : 1
1982 :	2,1	2,1	4,1	0,63	6,5 : 1

Midlere vektforhold mellom N og P ligger nær 7:1 som regnes som midlere forhold mellom nitrogen- og fosforforbindelser i marint planteplankton. Variasjonene med tiden i utslippene kan være store. I tidsrommet 15.3.81 - 30.5.82 varierte fosforutslippet fra ca. 0,15 tonn/døgn til 1,5 tonn/døgn, og summen av nitrogenforbindelser fra ca. 1,3 tonn/døgn til ca. 8 tonn/døgn. N:P -forholdet vil variere mye, likeledes den innbyrdes fordelingen mellom NO₃-N og NH₄-N.

Avløpsvannet slippes ut på ca. 6-7 m dyp, og stiger til overflaten mens det blandes med omkringliggende sjøvann.

Den løselige delen av fosfor utgjør ca. 70 %. For sammenligningens skyld kan tallene omregnes til personekvivalenter (p.e.), der 1 p.e. tilsvarer 2,5 g P/døgn og 12 g N/døgn. Midlere utslipp i 1981 utgjorde da ca. 390.000 p.e. for totalnitrogen og ca. 288.000 p.e. som totalfosfor. Utslippene stoppet i fellesferien 21.6 - 13.7.81 og under en streik 15. - 20.3.82.

Befolkningen langs fjorden utgjør ca. 2500 mennesker, hvorav ca. 2000 grenser til fjordens indre del. Totalt utgjør dette ca. 2,2 tonn P/år og ca. 11 tonn N/år. Kommunalt avløpsvann ledes ut urensset.

Avrenningen fra landarealene lar seg ikke beregne med rimelig nøyaktighet av mangel på spesifikke avrenningstall. Ut fra erfaringstall (Holmen 1978) kan bidraget fra uregulerte arealer anslås til 4,5 tonn N/år og 0,1 - 0,2 tonn P/år. Omlag 90 % av fjordens ferskvannstilførsel kommer via kraftstasjonen innerst i fjorden. Basert på 8 målinger var aritmetisk midler for nitrogen og fosfor som følger:

Totalnitrogen	: 195 µg N/l	Totalfosfor	: 5 µg P/l
Nitrat + nitritt	: 78 " "	Ortofosfat	: 4 " "
Ammonium	: 5 " "		

Med en midlere ferskvannstilførsel på ca. 30 m³/s til fjorden tyder tallene på at tilførslene til fjorden fra land i 1981 gjennomsnittlig var ca. 5,2 tonn N/døgn og 0,73 tonn P/døgn, hvorav 95-99 % fra Glomfjord fabrikker.

Metaller

Fram til 1.9.1982 slapp Glomfjord fabrikker ut 25-50 kg kopper/år.

Organiske mikroforurensninger

Det er ingen kjente punktutslipp.

Andre stoffer

I 1981 slapp Glomfjord fabrikker i middel ut ca. 190 kg fluor pr. døgn; i 1982 ca. 170 kg pr. døgn.

1.3 Bruksinteresser og konflikter

Det er ikke gjort noen systematisk innsamling av opplysninger om hvilke fritidsaktiviteter som er knyttet til fjorden. Opplysninger fra lokalbefolkningen viser at det drives en god del fritidsfiske, og at fjorden ellers benyttes til båtturer o.l.

Nordland fylkes fiskarlag har i brev av 3.2.1981 oversendt NIVA uttalelser fra Støtt Fiskarlag og Reipå Fiskarlag vedrørende fiske og forurensning i Glomfjord. Av disse fremgår at fjorden regnes for å være rik på fisk, og at det drives yrkesfiske etter sild, torsk, sei samt noe reketråling.

Fiskarlagene påpeker at de er bekymret for forurensningssituasjonen i fjorden, spesielt i juli-august. Tang og annen vegetasjon i fjæra på begge sider av fjorden ble hevdet å være desimert et langt stykke utover. Særlig betenkt er de over tilstanden i indre del av Glomfjord, som regnes for et spesielt godt fiskeområde.

1.4 Mål for undersøkelsen

Av det foranstående fremgår at Glomfjord mottar store mengder fosfor- og nitrogenforbindelser, og at det er usikkerhet med hensyn til virkningen på fjordens vannkvalitet, organismsamfunn m.v. I forbindelse med Svartis-utbyggingen vurderer Norsk Hydro også annen produksjon i Glomfjord. Ved denne utbyggingen vil storparten av ferskvannet som nå går gjennom Glomfjord kraftstasjon bli overført til Holandsfjord kraftverk lenger sør.

Det er således en mulighet for at den nåværende forurensningstilstand vil endres, både fordi belastningen endres og fordi vannutskiftningsforhold og saltholdighet i overflatelaget blir endret ved redusert ferskvannstilførsel.

På denne bakgrunn har formålet med resipientundersøkelsen vært å:

1. Beskrive den nåværende tilstand i Glomfjord og dermed fremskaffe referansedata for å bedømme senere utvikling og eventuelle effekter av framtidige industriutslipp.
2. Knytte sammenhengen mellom belastning, forurensningstilstand og naturgitte hydrofysiske og klimatiske forhold, og derved gi grunnlag for å vurdere behov og muligheter for alternative forurensningsbegrensende tiltak.

Om pkt. 1 må bemerkes at det med henblikk på framtidig industri mest dreier seg om generelle referansedata fra Glomfjord med nærmeste omegn. Ved eventuelle nye utslipp kan det bli behov for ytterligere opplysninger - avhengig av lokalisering og utslippenes karakter.

2. VANNUTSKIFTNING

2.1 Metoder og parametre

De hydrofysiske undersøkelserne har tatt sikte på å bestemme vannmassenes oppholdstid, og betydningen av de forskjellige drivende mekanismer bak vannutskiftningsprosessene.

I alt 8 ganger ble det utført målinger av temperatur, saltholdighet, oksygen og totalfosfor fra overflaten og til bunnen på stasjonene G4, G7, G8 og G9, se figur 1. Tidspunktene var:

18. - 20.3. 1981	5.11. 1981
12. - 13.5. "	29.1. 1982
13. - 14.7. "	27.5. "
17. - 18.9. "	11.10. " *

Måledypene var: 0,5, 5, 10, 15, 20, 30, 50, 75, 100, 125, 150, 200, 250, 300 og 350 m, der nederste måledyp ble tilpasset bunndypet på den enkelte stasjon. Målingene ble utført av Nordland Distriktshøgskole, Bodø.

To ganger månedlig i tidsrommet mars 1981 - mai 1982 ble temperatur og saltholdighet målt med salinoterm på alle stasjoner unntatt på stasjonene G1, G8 og G9. Salinoterm er en sonde med tilkoblet dekkenhet som ved riktig bruk måler temperaturen med en nøyaktighet på ca. $\pm 0,1$ °C og saltholdighet med en nøyaktighet på ca. $\pm 0,1$ o/oo. Målingenes omfang varierte noe i undersøkelsesperioden. På stasjonene G4 og G7 ble det målt til 80-100 m dyp, mens det på de andre stasjonene ble målt til 20 m eller bare i overflaten (st. G10). Disse målingene ble utført av Glomfjord fabrikk.

Ved st. G7 ble to selvregistrerende strømmålere av type Aanderaa RCM4 satt ut i 25 m og 320 m dyp 19.3.1981. En feil ved oppdriftsbøyen førte imidlertid til at strømmålerne etter hvert sank til bunns og målingene ble mislykket.

Tabell 1 gir et sammendrag av måleprogrammet for de enkelte stasjonene. For mer inngående omtale av måleprogrammet henvises til programforslagene for 1981 og 1982.

* St. G9 ikke tatt på grunn av knapp tid.

Tabell 1. Oversikt over hydrografisk/hydrokjemisk måle- og analyseprogram. *

Stasjon	Prøver fra	Parametre og observasjoner										
		Temp. Oksygen salt.	Tot.P Ortofosfat	Tot.N, nitrat, ammonium	Klorofyll a	Planteplankton	Part. materiale	pH	Siktedyp vær, vind			
G1	Overflate		X	X				X			X	
G2	"	X	X	X				X			X	X
G3	"	X	X	X				X			X	X
G4	"	X	X	X			X	X			X	X
	Intermed. lag											
	Dypvann	X	X	X								
G5	Overflate	X	X	X				X			X	X
G6	"	X	X	X				X			X	X
G6S	"	X	X	X				X			X	X
G6N	"	X	X	X				X			X	X
G7	Overflate	X	X	X				X		X	X	X
	Intermed. lag	X	X	X								
	Dypvann	X	X	X								
G8	Overflate	X	X	X								
	Intermed. lag	X	X	X								
	Dypvann	X	X	X								
G9	Overflate	X	X	X								X
	Intermed. lag	X	X	X								
	Dypvann	X	X	X								
G10	Overflate	X	X	X								X

* Ortofosfat ble ikke analysert i dypvannet.

2.2 Overflatelaget

I dette kapitlet vil vi behandle de fysiske prosessene i overflatelaget, spesielt med sikte på å kunne beregne volumutskiftningen og oppholdstiden.

Saltholdighet, temperatur og tykkelse

Ferskvannet som tilføres fjordens innerste del blander seg med sjøvannet og danner et overflatelag med lavere saltholdighet og tetthet enn den underliggende vannmassen. Utenom perioder med sterk snøsmelting eller nedbør er som nevnt ferskvannstilførselen til fjordens indre del forholdsvis stabil på ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Vertikale blandingsprosesser, fremfor alt vinddrevne, vil imidlertid få saltholdighet, temperatur og tykkelse av overflatelag til å variere betydelig med tiden, foruten muligheten for variasjoner i fjordens lengderetning og på tvers.

Dette illustreres av figur 3 som viser tidsvariasjonen i 0,5 m dyp for saltholdighet og temperatur på stasjon G4, og på figur 4 som viser midlere saltholdighet for 0 m til 10 m dyp på samme stasjon. Saltholdighetsvariasjonen på ca. ± 4 o/oo rundt middelveien på ca. 30 o/oo i overflatelaget må ansees som liten og samsvarer med en forholdsvis konstant ferskvannstilførsel. Med henvisning til figur 3 er det interessant å legge merke til hvordan saltholdigheten økte da utslippet for kraftverket var stanset i fellesferien 20.6. - 13.7.81 og i en periode med lav kraftproduksjon (16.3.82).

Figur 5 viser midlere saltholdighet i 0 m dyp for stasjonene G2, G4, G6 og G7 som ligger langs fjordens hovedakse. To interessante forhold fremstår her. For det første viser den relativt høye saltholdigheten på stasjon G2 at ferskvannet som slippes ut fra kraftstasjonen umiddelbart blandes sterkt med sjøvannet. Beregninger viser at det i 0 m i middel var ca. 75 % sjøvann og 25 % ferskvann, men ferskvannsandelen kunne variere fra 5 til 50 %.

Videre fremgår at blandingen videre utover i fjorden mot stasjon G7 er forholdsvis liten, der midlere ferskvannandel i 0 m var ca. 10 %.

Tykkelsen av overflatelaget blir vanligvis beskrevet ut fra den vertikale saltholdighets- eller tetthetsprofilen. I Glomfjord er saltholdigheten

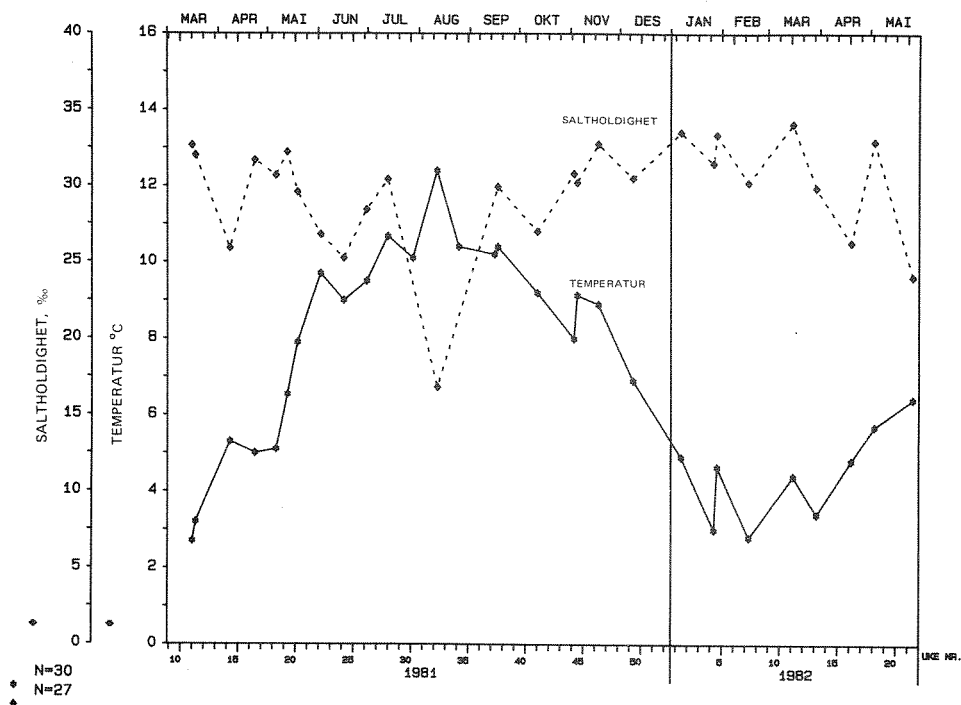


Fig. 3. St. G4. Målinger av temperatur og saltholdighet i 0,5 m dyp.

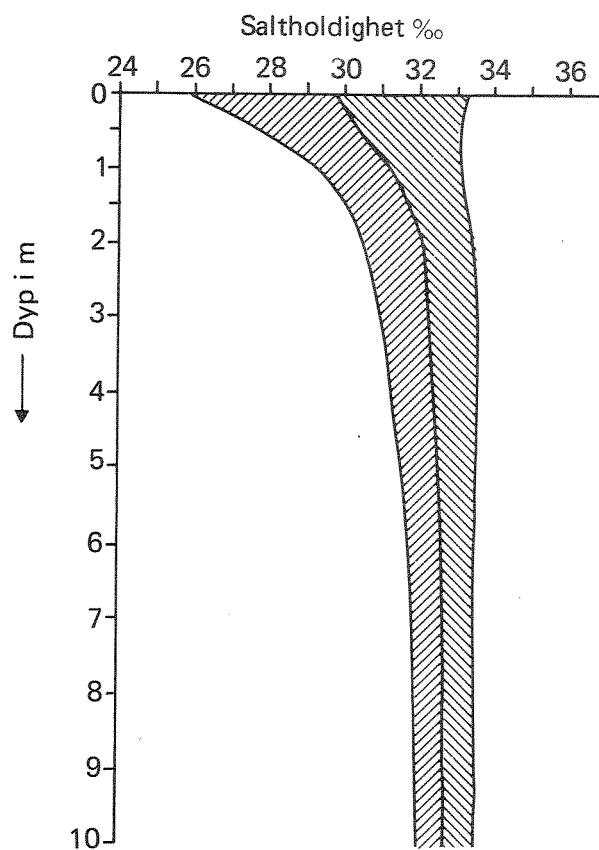


Fig. 4. St. G4. Midlere saltholdighet i 0-10 m dyp. Ett standard-avvik angitt på begge sider.

og tettheten i overflaten relativt høy, og de vertikale gradientene tilsvarende små, som f.eks. figur 4 illustrerer. I måleperioden lå oftest overflatelagets tykkelse i indre Glomfjord mellom ca. 0,5 m og ca. 2 m dyp, oftest omkring 1 m. Ved enkelte tidspunkter i vinterhalvåret var saltholdigheten i 0 m omtrent like høy som i f.eks. 10 m dyp. Dette skyldes vindblanding kombinert med lav ferskvannstilrenning.

Variasjonene på tvers av fjorden vil fremkomme på grunn av ferskvannstilførsel fra sidene og eventuelt også jordrotasjonens avbøyende kraft (Corioliskraften). På den nordlige halvkule virker den mot høyre. For Glomfjords vedkommende betyr dette i så fall at utgående strøm blir sterkest på fjordens nordside, mens inngående strøm blir sterkest på fjordens sørside. Man regner med at jordrotasjonen kan være av betydning når den såkalte Rossby's deformasjonsradius r_0 er mindre enn fjordens bredde.

$$r_0 = \frac{1}{f} \sqrt{gH \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2}}$$

der f er Coriolis-parameteren $= 10^{-4} \text{ s}^{-1}$
 g er tyngdens akselerasjon $= 9,8 \text{ ms}^{-2}$
 H er tykkelsen av overflatelaget
 ρ_1 er vannets egenvekt i overflatelaget
 ρ_2 er egenvekten i det underliggende vannlag.

Bredden av indre Glomfjord er 0,8 - 1,7 km.

Uten strømmålinger i tillegg til målinger av vannmassenes lagdeling er det vanskelig å bestemme H , ρ_1 og ρ_2 tilstrekkelig nøyaktig. I tabell 2 er imidlertid r_0 beregnet for en del karakteristiske situasjoner. Det synes ikke som om jordrotasjonen til vanlig spiller noen vesentlig rolle for sirkulasjonen i Glomfjord.

Figur 6 viser midlere saltholdighet i 0-1 m dyp for tverrsnittet stasjonene G3 - G5. Den forskjell i saltholdighet som der fremkommer mellom stasjonene skyldes derfor hovedsakelig ferskvannstilførselen på fjordens sider.

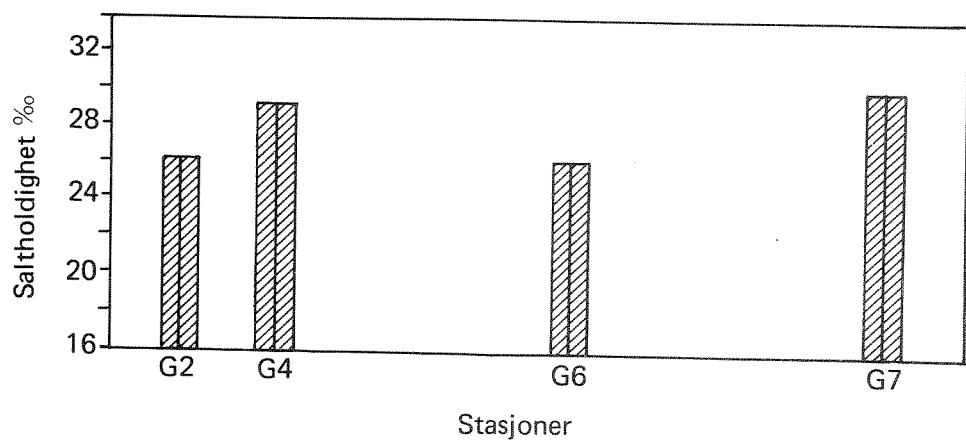


Fig. 5. Midlere saltholdighet i 0,5 m dyp langs fjordens midtakse.

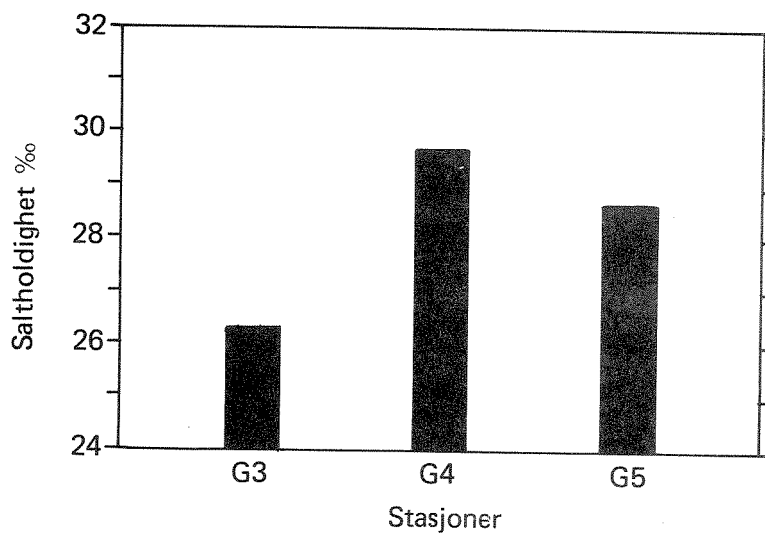


Fig. 6. Midlere saltholdighet i 0,5 m dyp for tverrsnittet st. G3 - G5.

Tabell 2. Beregninger av Rossby's deformasjonsradius r_0 for utvalgte situasjoner ved stasjon G3.

Dato	ρ_1 tonn/m ³	ρ_2 tonn/m ³	H m	r_0 m
810408	1.0166	1.0261	2	4200
810423	1.0201	1.0260	1	2300
811118	1.0235	1.0256	3.5	3100
811209	1.0255	1.0260	4	1400

Vannutskiftning og oppholdstid

Vannutskiftningen i overflatelaget vil i hovedsaken være bestemt av:

- den estuarine sirkulasjon som skapes av ferskvannstilførselen.
- vindforholdene, fordi vindens drag på overflaten skaper strøm.
- vannstandsvariasjoner av tidevann og meteorologiske effekter (lufttrykk og vindoppstuing).

I tillegg vil raske og store tetthetsforandringer utenfor fjordsystemet kunne påvirke vannutskiftningen. Vi vil imidlertid ta for oss de tre førstnevnte mekanismer med siktemål å gi et anslag for volumtransport og oppholdstid i Glomfjords indre del.

Ferskvannet (ca. 30 m³/s) som tilføres fjorden blandes med sjøvannet og danner et brakkvannslag som i middel strømmes ut fjorden. Under forutsetning av stasjonære forhold kan volumtransporten Q_{ut} beregnes ved ligningen:

$$Q_{ut} = \frac{S_2}{S_2 - S_1} R$$

der R = ferskvannstilførsel

S_1 = midlere saltholdighet i det utstrømmende brakkvannslag

S_2 = saltholdighet i den i middel inngående sjøvannsstrømmen under dette.

En nøyaktig bestemmelse av S_1 og S_2 forutsetter kjennskap til den vertikale strømprofil på stasjonene. Slike opplysninger finnes ikke og S_1 og S_2 må fastsettes mer etter skjønn. Feilen i S_2 vil ikke være stor, fordi saltholdighetsvariasjonene er små under 6-8 m dyp. Vi har beregnet S_1 som middel for 0-2 m dyp og satt S_2 lik saltholdigheten i 10 m dyp. Ferskvannstilførselen R er satt til $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Q_{ut} er beregnet for hver av stasjonene G2- G5 og så midlet over alle tre. Resultatene fremgår av tabell 3.

Tabell 3. Beregninger av midlere utgående brakkvannsstrøm i indre del av Glomfjord.

Dato	Q_{ut}	Dato	Q_{ut}
810318	730 m^3/s	810812	120 m^3/s
810408	250 "	811012	290 "
810423	400 "	811103	370 "
810506	450 "	820107	270 "
810519	300 "	820127	390 "
810602	135 "	820217	460 "
810616	180 "	820330	430 "
810630	160 "	820420	300 "
		820504	540 "

Vi får at \bar{Q}_{ut} varierer mellom $120 \text{ m}^3/\text{s}$ og $730 \text{ m}^3/\text{s}$, dvs. med en faktor på 6. $\bar{Q}_{\text{ut}} = 340 \text{ m}^3/\text{s}$.

Det må sterkt understrekes at dette er grove beregninger som i første rekke tjener til å illustrere størrelsen av denne transporten.

Det halvdøgnlige tidevannet gir et vesentlig bidrag til vannutskiftningen i overflatelaget og det intermediære vannlag i Glomfjord. Tidevannsvariasjonen i Glomfjord er ikke nøyaktig kjent, men vi anslår den til litt mindre enn den midlere tidevannsvariasjonen i Bodø (1,65 m), dvs. til ca. 1,6 m. Arealet av indre Glomfjord er $13 \cdot 10^6 \text{ m}^2$. Tidevannsvolumet V_t for denne delen av fjorden blir således:

$$V_t = 13 \cdot 10^6 \text{ m}^2 \cdot 1.6 \text{ m} \approx \underline{21 \cdot 10^6 \text{ m}^3}$$

Tidevannsutskiftningen vil i det vesentligste foregå mellom overflaten og terskeldypet (ca. 100 m). For indre del av Glomfjord er volumet av denne vannmassen ca. 1,1 km³. Tenker vi oss at hvert tidevannsvolum utgjør en helt ny vannmasse, så kreves det i teorien ca. 52 tidevannsperioder (ca. 26 døgn) før hele denne vannmassen er skiftet ut.

I virkeligheten vil bare en del av tidevannsvolumet være nytt vann. Resten er "gammelt" vann som innstrømmende tidevann bringer tilbake. Det er ikke grunnlag for å beregne utskiftningskoeffisienten k. Et realistisk anslag kan være k = 0,3, som er litt større enn den k-verdi som har vært brukt for Gandsfjorden i Rogaland (Jacobsen et al. 1982). Det antall tidevannsperioder (n) som da kreves for at 95 % av tidevannsvolumet skal være utskiftet er:

$$(1 - 0,3)^n \cdot V_t = 0,05 V_t$$

som gir $n = 8,4$
=====

som tilsvarer ca. 4,3 døgn. For enkelhets skyld regner vi med 100 % utskifting i løpet av 5 døgn. Ut fra disse forutsetningene blir den midlere tidevannsutskiftningen:

$$5 \text{ døgn} \cdot \overline{Q_T} = 21 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

dvs. $\overline{Q_T} = 4,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{døgn}$

eller $\overline{Q_T} = 50 \text{ m}^3/\text{s}$
=====

Vi kan regne med at denne utskiftningen fordeler seg noenlunde jevnt fra overflate og ned til terskeldyp. For et 2 m tykt overflatelag skulle dermed midlere netto tidevannsutskifting utgjøre 1-5 m³/s, eller 100-450 000 m³/døgn. Dette er lite.

Vi kan også grovt anslå volumtransporten ved vindstrømmen. I Glomfjord, der vannmassene er forholdsvis svakt sjiktet, synes det rimelig å anta at

vindstrømmens hastighet er 3-5 % av vindhastigheten. Til sammenligning kan nevnes at ved sterk sjiktning og tynt overflatelag kan faktoren bli oppimot 10 %. Vindstatistikken fra de meteorologiske undersøkelsene i Glomfjord 1980-82 viste at det oftest blåste fra øst-nordøst, dvs. ut fjorden (Sivertsen 1982). Midlere vindhastighet var ca. 3 m/s. Setter vi hastigheten av den vind-drevne overflatestrøm til 3 % av vindhastigheten og bare betrakter vind ut fjorden (antatt 2/3 av tiden), vil vindstrømmen på årsbasis i størrelsesorden utgjøre 100-150 m³/s.

Totalt sett (brakkvannsstrøm + tidevannsutsiftning + vindstrøm) utgjør dette en utsiftning av 200-800 m³/s i overflatelaget i indre Glomfjord. Middell er ca. 400 m³/s. For et to meter tykt overflatelag betyr dette oppholdstider på ca. 10-40 timer; i middel ca. 16 timer.

Det har ikke vært mulig å inkludere effekter av mer langperiodiske vannstandsvariasjoner på grunn av lufttrykksendringer. Grunnen er at lufttrykket ikke måles på Meteorologisk institutts klimastasjon i Glomfjord. Heller ikke effekter av tetthetsvariasjoner lenger ute i fjorden er inkludert. Tas disse to effektene i betraktning, er det sannsynlig at den beregnede vannutsiftningen ikke er for stor, og at overflatelagets oppholdstid i indre del av Glomfjord kan være noe kortere.

Til slutt må understrekes at vannutsiftningen vil variere på tvers av fjorden. De lave saltholdighetene på fjordens nordside tyder på at den utgående brakkvannsstrømmen er sterkest der, noe som også er påpekt fra lokalt hold. Det finnes imidlertid ikke strømmmålinger som direkte kan bekrefte disse antakelsene.

2.3 Intermediært vannlag

Med intermediært vannlag mener vi vannmassen mellom overflatelag og terskeldyp. Vannutsiftningsmekanismene der vil i prinsippet være de samme som i overflatelaget:

- Tidevann og meteorologisk framkalte vannstandsvariasjoner
- Estuarin sirkulasjon (inngående sjøvannsstrøm)
- Vindgenerert strøm
- Tetthetsvariasjoner i kystvannet.

De foranstående beregningene gav som resultat at tidevannet i middel bidro med ca. $50 \text{ m}^3/\text{s}$ nytt vann.

Størrelsen av den inngående sjøvannsstrømmen framgår ved å trekke ferskvannstilførselen ($30 \text{ m}^3/\text{s}$) fra Q_{ut} i tabell 3. Det gir en Q_{inn} som varierer mellom $90 \text{ m}^3/\text{s}$ og $700 \text{ m}^3/\text{s}$, i middel ca. $310 \text{ m}^3/\text{s}$.

Opplysninger om vertikale strømprofiler i fjorden finnes ikke, men det er rimelig å anta at denne inngående transporten i alt vesentlig foregår mellom overflatelaget og ned til 20-30 m dyp.

Størrelsen av den vindgenererte utskiftningen i overflatelaget er blitt anslått til $100\text{-}150 \text{ m}^3/\text{s}$ i middel. Over litt tid må tilsvarende transporter foregå i det intermediære vannlag, om den midlere vannstanden i fjorden ikke skal endres.

De hydrografiske forholdene på kysten er av stor betydning for utskiftningen av de dypere vannlag i fjordene innenfor. Ved en rekke undersøkelser er det vist at det er vindforholdene som framkaller variasjoner i tettheten og dermed inn- og utstrømninger for fjordene (se bl.a. Magnusson 1976, Svendsen 1977). Figurene 7-8 viser variasjonene i temperatur og saltholdighet ned til 80 m dyp på st. G4 og gir et inntrykk av dette. Saltholdigheten kan betraktes som en konservativ parameter og variasjonene gir dermed et direkte bilde av vannutskiftningen. En vanskelighet er at saltholdigheten mellom ca. 10 m og 80 m dyp jevnt over har variert innenfor intervallet $32 - 34,5$ o/oo, mens måleusikkerheten for salinotermen kunne være så stor som $\pm 0,2$ o/oo. Endringer mindre enn ca. $0,5$ o/oo kan dermed ikke tillegges noen betydning.

Ut fra dette resonnementet viser figur 8 at vannmassene i ca. 2-80 m dyp har en oppholdstid på 2-6 uker eller en midlere utskiftning av $300\text{-}800 \text{ m}^3/\text{s}$. Sannsynligvis har oppholdstiden mellom enkelte tidspunkter vært betydelig kortere, men med 1' daglige målinger kan ikke dette vises.

Oppholdstiden mellom overflatelaget og ca. 20 m dyp er trolig vesentlig kortere på grunn av sterkere vindstrøm og inngående sjøvannsstøm i tillegg

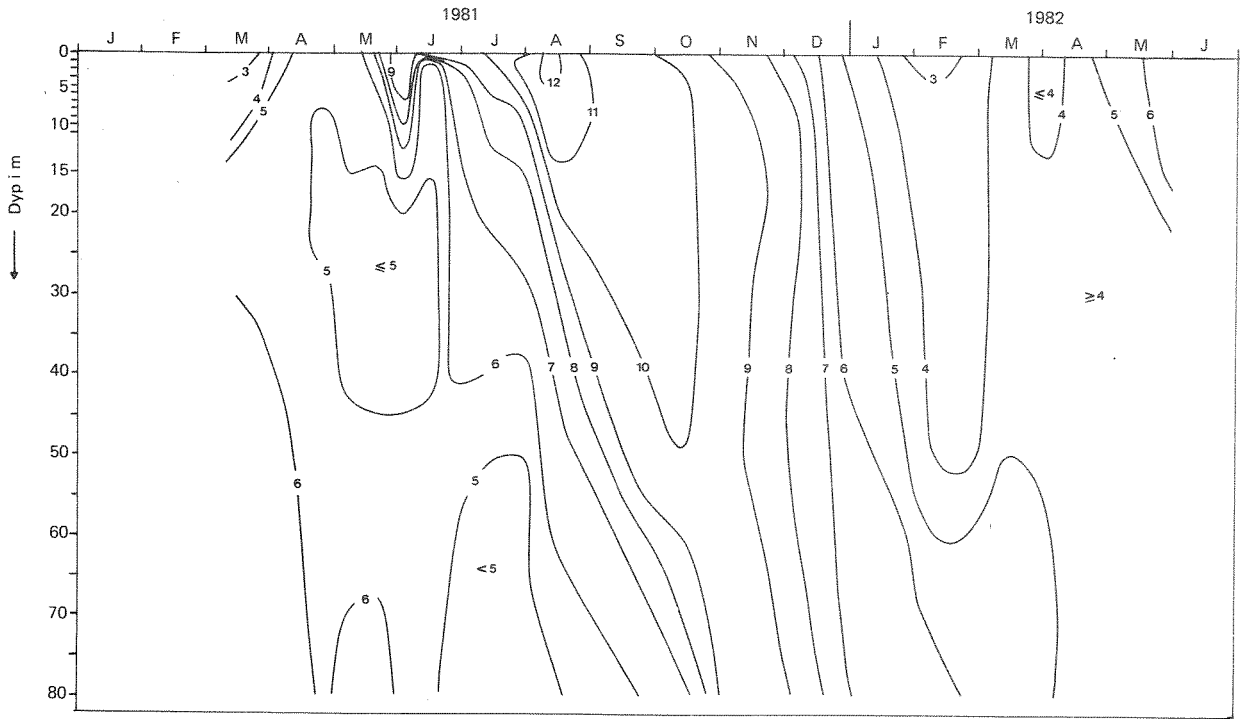


Fig. 7. St. G4. Temperatur i 0-80 m dyp fremstilt som tidsisoplet.

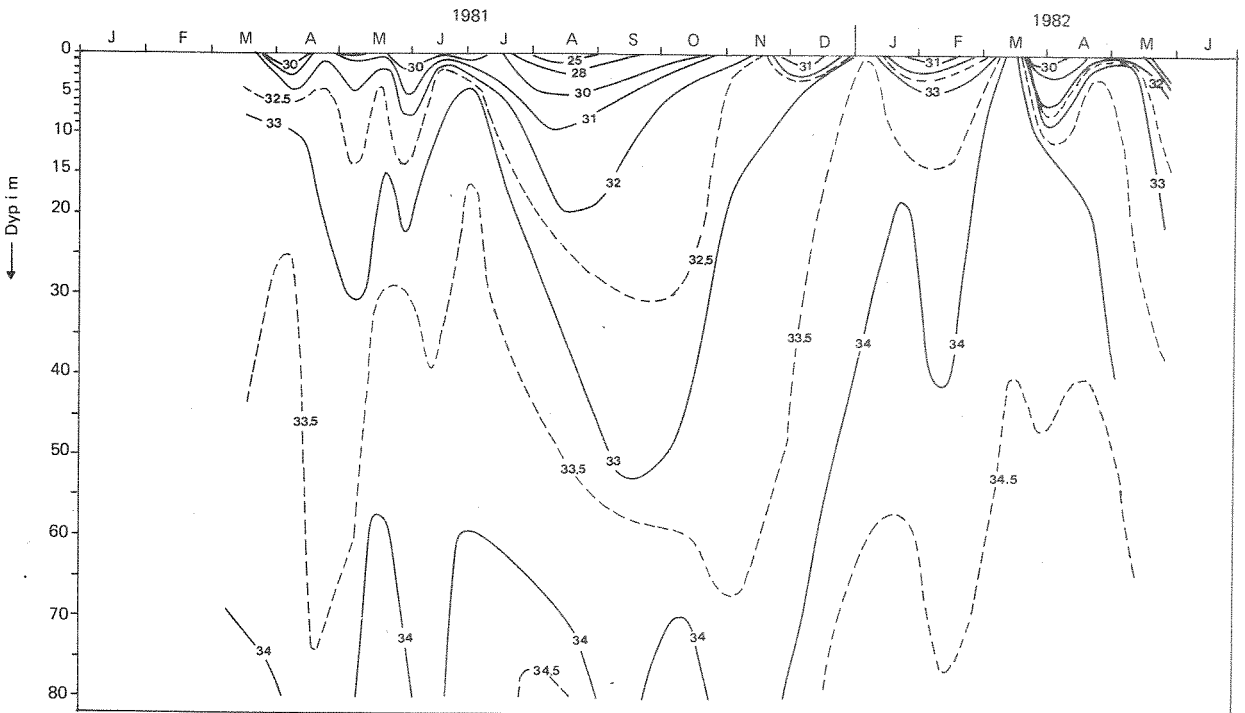


Fig. 8. St. G3. Saltholdighet i 0-80 m dyp fremstilt som tidsisoplet.

til ut- og innstrømninger som skyldes tetthetsvariasjoner i kystvannet. En antydning om størrelsen får vi ved å summere de beregnede middelveidene for utskiftningsmekanismene. Totalt gir det en vannutskiftning i intervallet 250-1000 m³/s, som antyder en midlere oppholdstid på ca. 1 uke. Sannsynligvis varierer oppholdstiden fra ca. 3 til 14 dager.

2.4 Bassengvannet

2.4.1 Generelt om bassengvannet

Bassengvannet er de vannmassene i fjorden som ikke står i direkte kontakt med vannmassene i samme dyp utenfor fjorden. Det er to faktorer som normalt dominerer utskiftninger av bassengvannet i fjorden. Det ene er diffusjonen og det andre er tetthetsforskjellen mellom vannmassene over terskeldypet utenfor fjorden og bassengvannet.

For å få utskiftning av bassengvannet må tettheten til vannmassene over terskelnivå utenfor fjorden være like store eller større enn tettheten til bassengvannet.

Så lenge tettheten over terskelnivå utenfor fjorden er mindre enn tettheten til bassengvannet, er det bare diffusjonen som endrer bassengvannets egenskaper.

I Glomfjord er terskeldypet ca. 100 m. Største dyp inne i bassenget er ca. 370 m, men ca. 2/3 av bassengvannet ligger mindre enn 100 m under terskeldypet. Siden det i dette området er kraftig tidevann, vil den horisontale diffusjonen kunne virke betydelig inn på forholdene i bassengvannet.

Den turbulente vertikaldiffusjonen fører til en vedvarende transport av salt og varme fra høye til lave konsentrasjoner. På denne måten avtar bassengvannets tetthet slik at bassengvannet eventuelt kan fornyes av vannmasser som er lettere enn det opprinnelige bassengvannet var. Den årlige syklus i kystvannet, hvor det tunge bassengvannet kommer nærmest overflaten på sen vinter og sommeren, fører til at de mest omfattende utskiftningene av bassengvannet i nord-norske fjorder finner sted i denne fjorden.

Fornyelsen av vannmassene i Vestfjorden er utførlig beskrevet av Gausdal (1972). Glomfjord munner ut i Vestfjordens munning og vannutskiftningen vil ha nær sammenheng med de hydrografiske forholdene i dette området. En fjord som på mange måter er sammenlignbar med Glomfjord er Skjomen (sør for Narvik). Skjomen er grundig undersøkt gjennom NVEs fjordprogram.

Resultater av de hydro-fysiske undersøkelsene er oppsummert av Loeng (1978). Loeng, (side 55), viser at hele Skjomens vannmasser kan ha blitt utskiftet i løpet av vel 1 uke.

Langtidsserier for temperatur og saltholdighet fra den faste oseanografiske stasjonen ved Skrova (N 68 07.7, Ø14 40.9) viser at tungt bassengvann er nærmest overflaten i tidsrommet fra april til september i dette området (Braaten og Sætre, 1973). Vi må derfor regne med at det, når vindforholdene er gunstige, foregår innstrømninger av nytt bassengvann i hele denne perioden.

Det er små variasjoner i tettheten i de dypere lag av Glomfjords bassengvann. Midlere tetthet i 200 meters dyp var for hele undersøkelsesperioden $\sigma = 27,14 \pm 0,09$. *

Høstobservasjonene (oktober/november) for årene 1975 til 1982 gir samme tendens med $\sigma = 27,15 \pm 0,07$. (FHI, upubliserte data). De mest representative observasjonene for vannmassene utenfor Glomfjord er Havforskningsinstituttets faste stasjon på Skrova. Det mest realistiske er sannsynligvis å sammenligne med vannmassene i 100-125 meters dyp fra Skrova. Midlere tetthet $\sigma = 26,93 \pm 0,37$ for observasjoner tatt nærmest samtidig med observasjonene inne i Glomfjord viser at vannmassene i 100 m på Skrova er lettere enn bassengvannet inne i Glomfjord. Gausdal (1972) har beregnet et normalsnitt på tvers av Vestfjorden. Dette snittet viser horisontale isolinjer på tvers av Vestfjorden. Fornyelsen av bunnvannet i Glomfjord synes derfor å være betinget av oppstrømningssituasjoner langs Vestfjordens østside. Man vil vente at slike situasjoner inntreffer i forbindelse med vedvarende nord-nordøstlig vind på kysten, og/eller østlig vind inne i fjorden.

* σ er et forenklet uttrykk for vannmassens tetthet (ρ), og er definert som $\sigma = (\rho - 1) \cdot 1000$.

Eks.: $\sigma = 26,50$ tilsvarer $\rho = 1.02650$ tonn/m³.

2.4.2 Vannutvekslingen

Siden strømmålingsprogrammet brøt sammen på grunn av teknisk svikt i måleutstyret, er det vanskelig å gi sikre vurderinger av intensiteten i vannutskiftningene og nøyaktig tidspunkt for de enkelte begivenheter.

Til tross for at det ikke er så store variasjoner i tettheten i bunnvannet er det til dels markerte endringer i de enkelte parametrene som kan gi sikre indikasjoner på hvilke prosesser som har vært aktive.

Hele observasjonsmaterialet gir et inntrykk av svært regelmessig utskiftning av bassengvannet. Som illustrasjon på dette gir observasjonsmaterialet fra mai, juli og september 1981 det mest oversiktlige bildet.

Figur 9 viser temperatur - saltholdighetsrelasjonene i bassengvannet i mai og juli. Septemberobservasjonene er ikke tegnet inn fordi de stort sett ville falle sammen med mai-observasjonene. Til sammenligning er et representativt utsnitt av observasjonene fra Skrova tegnet inn.

Fra 150 meter og ned mot bunnen var det kommet inn helt nye vannmasser i perioden fra mai til juli. Disse vannmassene viser ingen tegn på å ha innblandet noe av vannmassene som var i fjorden i mai. Vannmassene over 150 m kan derimot inneholde en betydelig del av det gamle fjordvannet. Størstedelen av bassengvannet synes altså å være skiftet ut i denne perioden. Vannmassen under ca. 200 m har T-S egenskaper som ligger nær de samme parametrene for vannmassene i ca. 90-125 meters dyp ute i Vestfjorden.

Til tross for den markerte forskjellen i vannmassenes T-S egenskaper på disse to tidspunkter, var det ikke signifikante tetthetsendringer på de forskjellige dyp fra mai til juli. Tettheten i 200 m endres for eksempel bare fra 27,18 til 27,19.

I perioden 1. juni til 18. juni 1981 var det overveiende nordlige og nordøstlige vinder på Myken. I denne perioden var det bare en dag med sydvest. Det var imidlertid ikke særlig sterk vind, bortsett fra 10. og 11. juni som hadde konstant nordlig liten kuling. Vindforholdene i første halvdel av juni ville heve kystvannet og dermed gi tyngre vann over terskeldypet. Det er sannsynligvis i denne perioden hovedutskiftningen av bassengvannet mellom mai- og julitoktet har foregått.

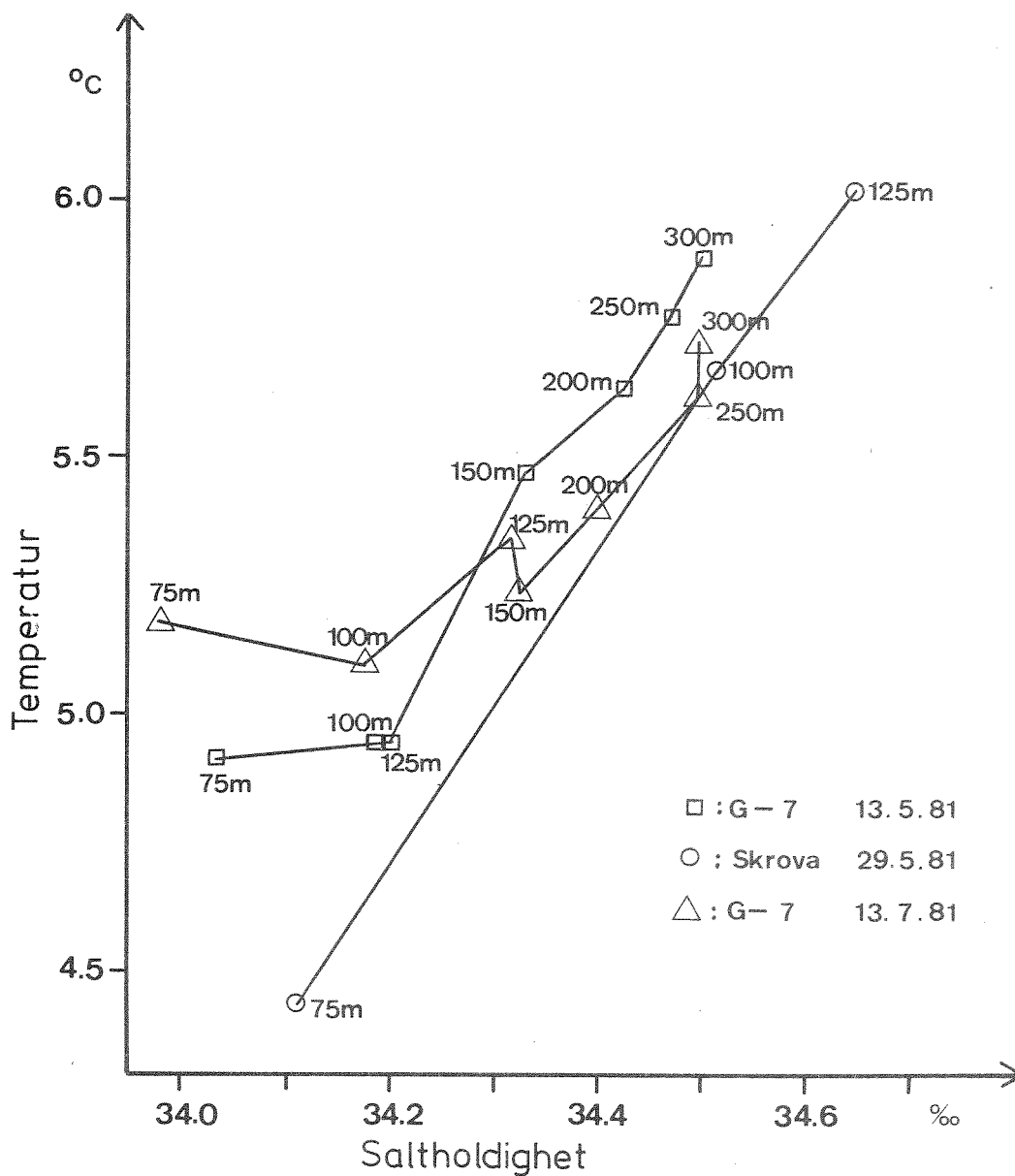


Fig. 9. TS-diagram *) for Skrova og St. G7 for mai og juli 1981.

*) Temperatur og saltholdighet regnes her som konservative parametre. I et TS-diagram fremstår en homogen vannmasse som et punkt, og blanding mellom to homogene vannmasser fremstår som punkter på en rett linje. Forskjellene i TS-kurver for samme stasjon for to forskjellige tidspunkt kan være et mål på vannutskiftningen i det mellomliggende tidsrom.

3. VANNKVALITET

3.1 Metoder og parametre

De hydrokjemiske undersøkelserne i overflatelaget og ned til ca. 20 m dyp har primært hatt som mål å registrere effekter av utslippene av plantenæringsalter fra Glomfjord fabrikker. I dypvannet har oppmerksomheten blitt rettet mot oksygenforholdene.

Materialet er blitt innsamlet i tilknytning til de toktene som er omtalt under Vannutskiftning (kap. 2.1). Prøvetaking- og analyseprogram for de enkelte stasjoner er gjengitt i tabell 1. En nærmere beskrivelse av programmet er gitt i programforslagene for 1981 og 1982.

I tilknytning til tabellen skal her nevnes at målingene av partikulært materiale ble avsluttet i september 1981. Resultatene er rapportert av Næs, Rygg og Skei (1982). Etter en innledende fase ble pH-målingene begrenset til stasjonene G1, G2 og G3 og opphørte i oktober 1981. Ved NDHs prøveserier på Stasjonene G4, G7, G8 og G9 ble ikke ortofosfat analysert. Totalfosfor inngikk i analyseprogrammet dels som en vannkvalitetsparameter og som støtte for vannutskiftningsberegningene i dypvannet.

Utenom NDHs tokt har prøveinnsamlinger vært utført av personale fra Glomfjord fabrikker. Økonomi samt praktiske og faglige betenkeligheter med prøvoforsendelser over lange distanser gjorde at mulighetene for lokale analyser av fosfor- og nitrogenforbindelser ble utprøvd. Dette viste seg ikke å være gjennomførbart på grunn av analysevanskeligheter. Problemet med forsendelse av ukonserverte ammoniumprøver gjorde imidlertid at disse ble analysert ved Glomfjord fabrikker fram til februar 1982. I februar og mars 1982 ble syrekonserverte prøver (3 serier) analysert ved NIVA. Under forsendelse ble mange prøver knust, spesielt vinteren 1981-82. For øvrig må bemerkes at de fleste fosfor-prøvene fram til august 1981 ble kontaminert ved bruk av uren svovelsyre til konservering av prøvene.

3.2 Overflatelaget

Dette kapitlet har som hovedhensikt å karakterisere vannkvaliteten i overflatelaget og knytte denne til påvirkning fra utslipp og de naturlige forhold. Vi skal behandle:

- * Plantenæringsalter (fosfor- og nitrogenforbindelser), som er nødvendige for å underholde plantevekst.
- * Klorofyll-a, er et fargestoff i alle grønne planter. Det er nødvendig for plantenes overføring av lysenergi til kjemisk energi, og gir derfor et brukbart mål på størrelsen av aktivt primærproduserende planteplanktonbestander.
- * Siktedypet som er det dyp hvor en hvit skive med 25 cm diameter så vidt kan skimtes fra overflaten. Det er et resultat av oppløste og partikulære stoffers innflytelse på vannets gjennomskinnelighet. Blant annet kan store planteplanktonbestander redusere siktedypet betydelig. Siktedypet er målt uten bruk av vannkikkert.

I Appendiks 2 er gjengitt middelerverdier og medianer for alle variable og alle stasjoner.

Plantenæringsalter

Selv om de enkelte stasjoner var ulike med hensyn til konsentrasjoner, fulgte tidsvariasjonene i hovedtrekkene samme mønster.

Figurene 10-13 viser variasjonene for totalfosfor, ortofosfat, totalnitrogen og nitrat på stasjonene G4 og G7. Variasjonene med tiden var store og konsentrasjonene av fosfor og nitrogenforbindelser gjennomgående høye. Variasjonene skyldes dels skiftende strøm og blandingsforhold (særlig i fjordens innerste del), dels varierende utslipp og planktonproduksjon i vannmassene.

De høye konsentrasjonene av fosfor- og nitrogenforbindelser som ble funnet i august 1981, og i mindre grad 17.2.82 og 30.3.82, skyldes etter alt å dømme relativt store utslipp fra Glomfjord fabrikker forut for prøveinnsamlingene.

GLOMFJORD ST. G4—
ST. G7----

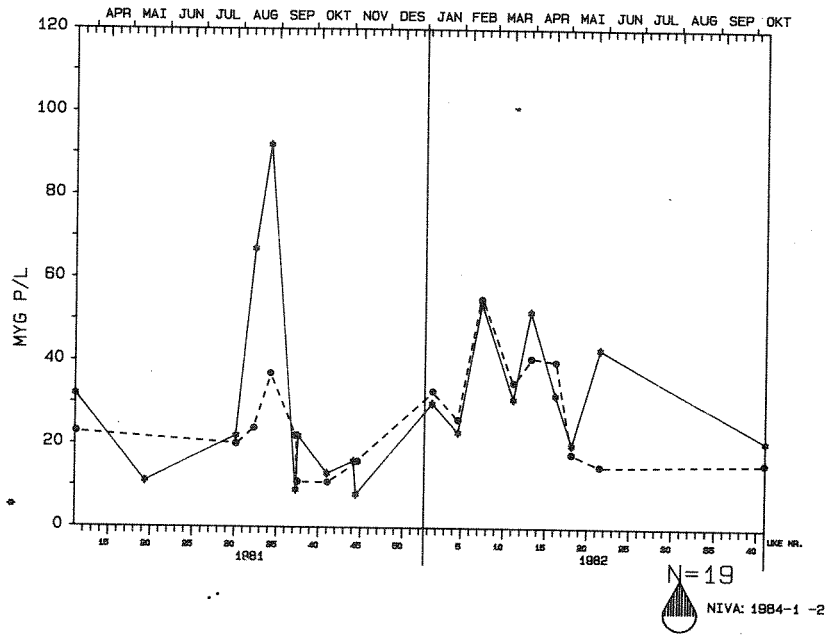


Fig. 10. Konsentrasjoner av totalfosfor i 0-2 m dyp på st. G4 og st. G7.

GLOMFJORD ST. G4—
ST. G7----

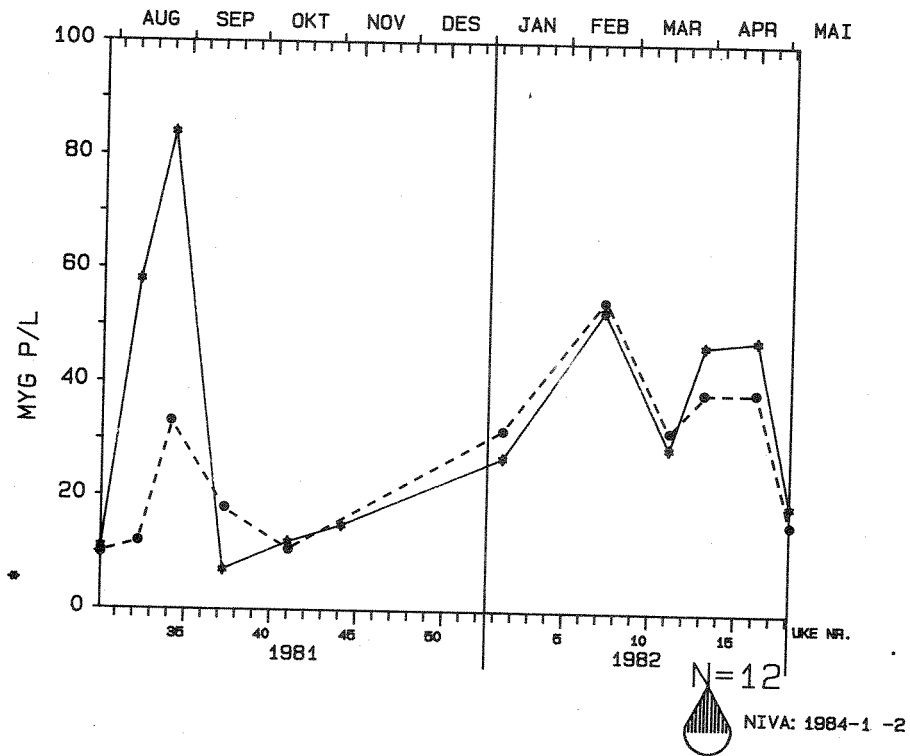


Fig. 11. Konsentrasjoner av ortofosfat i 0-2 m dyp på st. G4 og st. G7.

GLOMFJORD ST. G4 —
ST. G7 ----

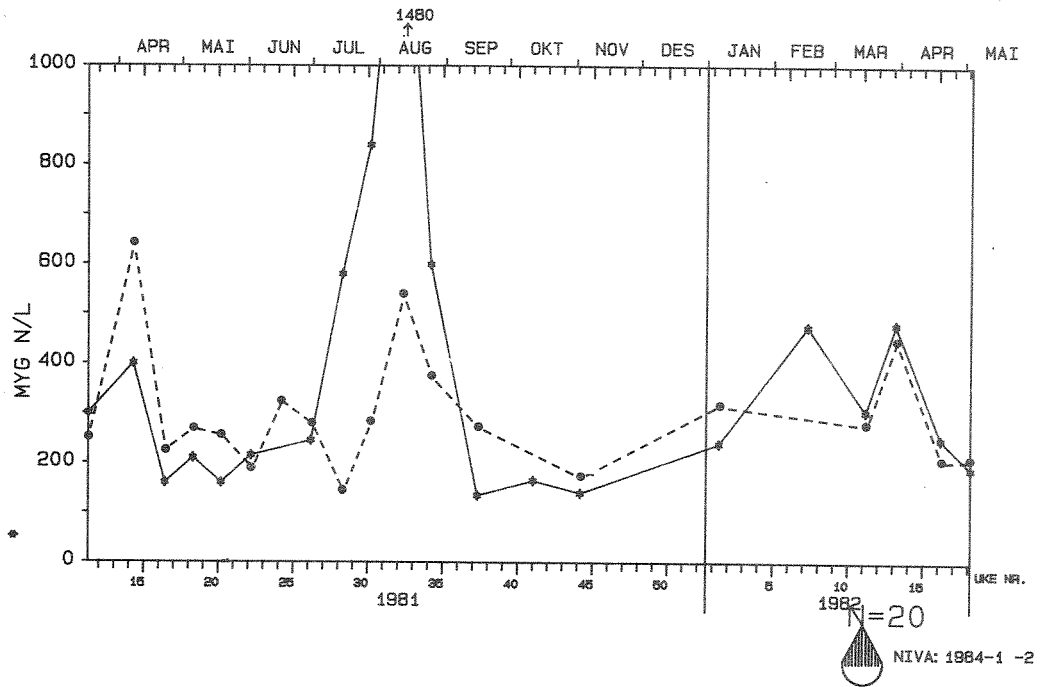


Fig. 12. Konsentrasjoner av totalnitrogen i 0-2 m dyp på st. G4 og st. G7.

GLOMFJORD ST. G4 —
ST. G7 ----

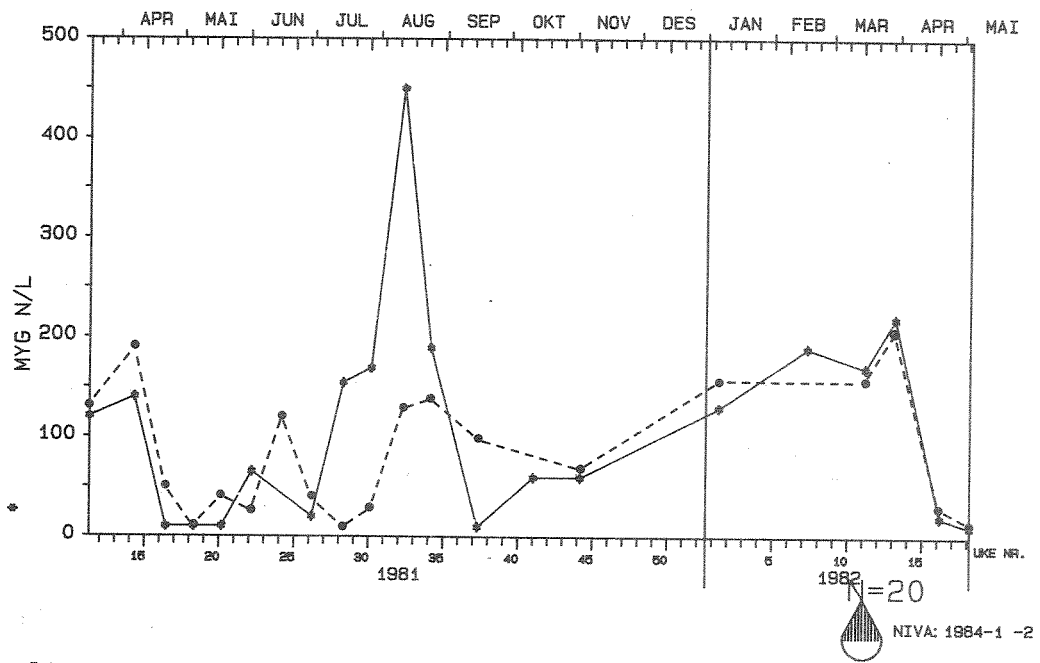


Fig. 13. Konsentrasjoner av nitrat i 0-2 m dyp på st. G4 og st. G7.

De store utslippene av fosfor og nitrogen fra Glomfjord fabrikker på fjordens nordside gjenspeilte seg oftest i klare gradienter på tvers av fjorden. Figur 14 illustrerer det. Ved stasjon G3 var konsentrasjonene i gjennomsnitt 2-3 ganger høyere enn på motsatt side av fjorden. Ved tverrsnittet, stasjonene G6N - G6 - G6S, lenger ute i fjorden, var forskjellene som ventet mindre, men stadig til stede.

Figur 14 illustrerer videre to andre interessante sider ved spredningsmekanismen på fjordens nordside. Fra stasjon G3 til G6N avtok konsentrasjonene av fosfor og nitrogen med 30-40 % regnet som middel, mens konsentrasjonene på stasjonene G6 og G6S i gjennomsnitt var høyere enn på henholdsvis stasjonene G4 og G5, til tross for at de sistnevnte lå 5-6 km nærmere utslippet. Man skulle videre vente at konsentrasjonene av fosfor og nitrogen i overflaten ved stasjon G10 var lavere enn ved G3. Sammenligner vi de 6 prøveseriene for stasjon G10 med tilsvarende data fra stasjon G3, viser dette seg ikke å stemme (tabell 4).

Tabell 4. Statistisk behandlede data fra stasjonene G3 og G10 for tidsrommet 28.7.81 - 3.11.81 ($\mu\text{g/l}$).

	St. G3				St. G10			
	TOTP	P04P	TOTN	NO3N	TOTP	P04P	TOTN	NO3N
Middel	53	49	763	252	66	58	760	220
Stand.avvik	45	42	621	243	35	35	345	109
Median	32,5	33	400	100	55	49	860	180

Grunnen til denne fordelingen må være at utbredelsen av avløpsvannet fra Glomfjord fabrikker ved stasjon G3 var så liten at sentrum av "skyen" oftest passerte mellom stasjonen og land (avstand 100-150 m). Ved stasjon G10 var utbredelsen av avløpsvannet større og stasjonen har dermed ligget mer sentralt i forhold til dette. Dette resonnementet understøttes videre av at variabiliteten på stasjon G3 var større enn på stasjon G10.

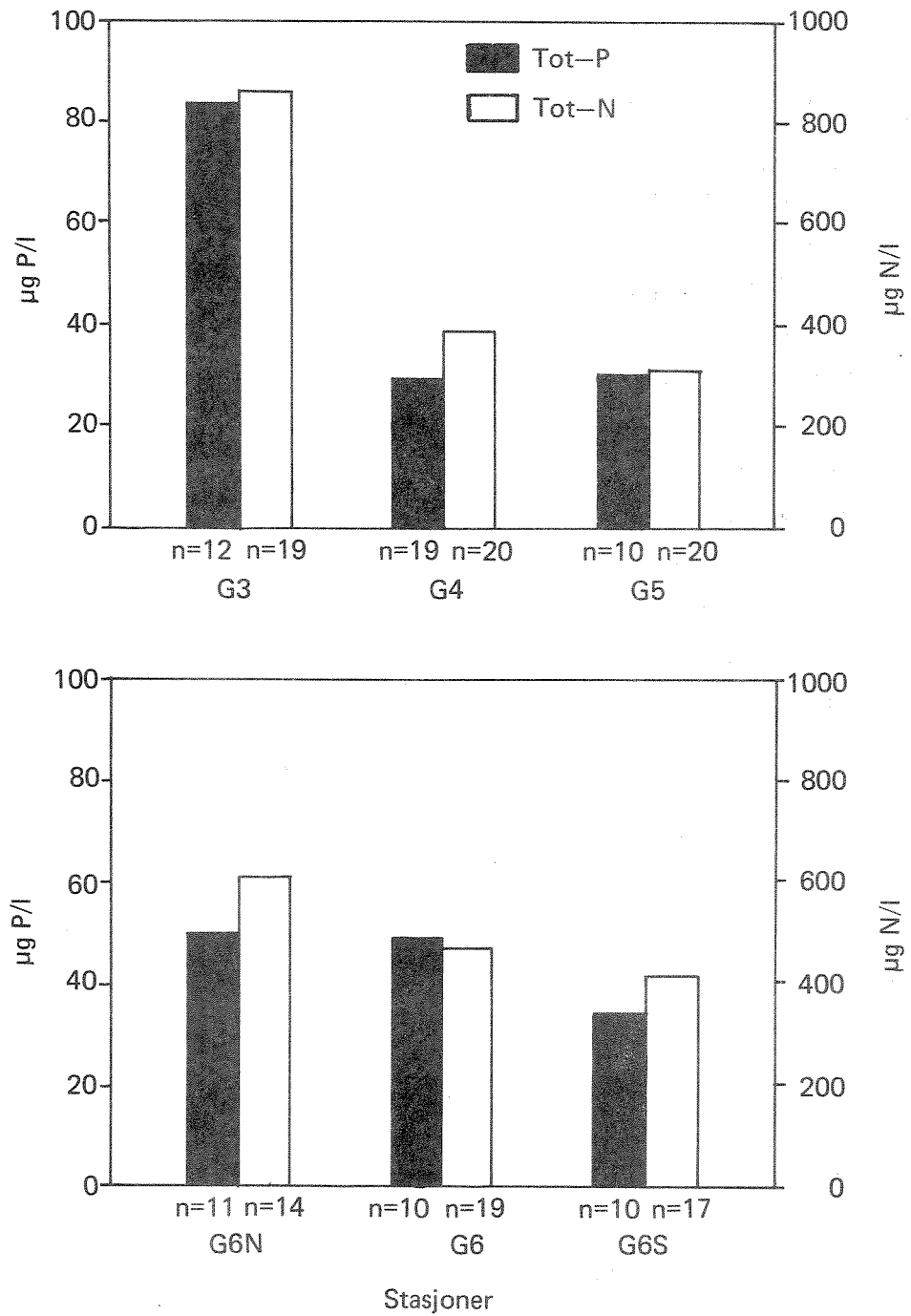


Fig. 14. Aritmetisk middel av totalfosfor og totalnitrogen i 0-2 m dyp for tverrsnittene st. G3-G5 og st. G6N-G6S.

Samme figur viser også at ved tverrsnittet stasjonene G6N - G6 - G6S, ca 6 km vest for stasjon G3 var avløpsvannet spredt i hele fjordens bredde, men stadig med høyeste konsentrasjoner på nordsiden. Naturlig nok fremgikk ikke dette bildet for alle prøveseriene, men fig. 15 viser en situasjon der dette spredningsmønsteret var spesielt framtrødende.

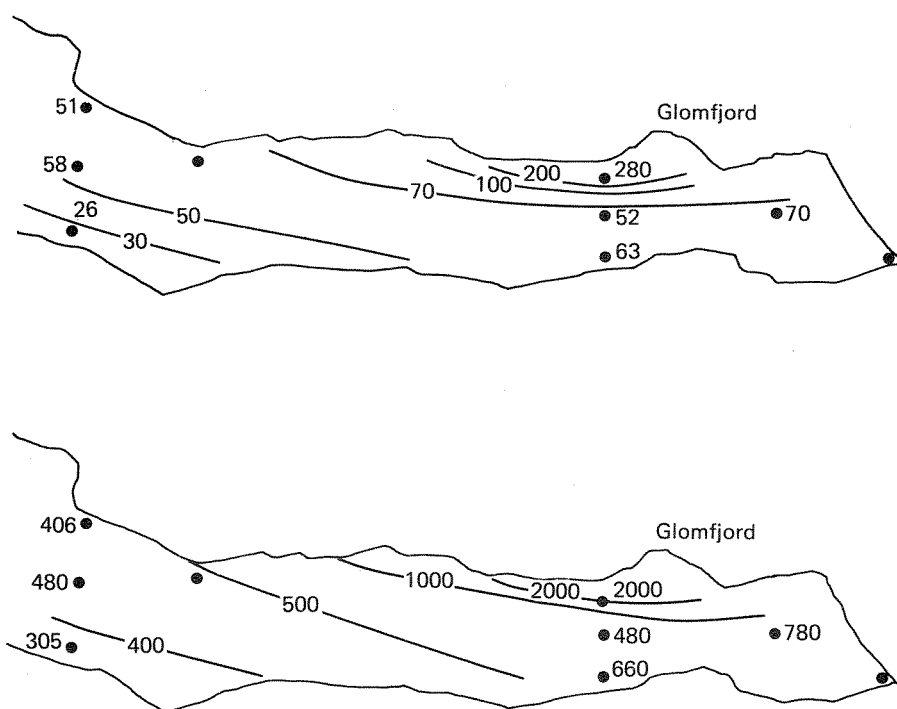


Fig. 15. Overflatekonsentrasjoner av totalfosfor (øverst) og totalnitrogen (nederst) 30.3.82. Enhet: µg/l.

Denne skjeve fordelingen på tvers i fjordens indre del medfører at det gjennomgående var små forskjeller mellom konsentrasjonene på st. G2, G4 og G5 og st. G6, G6N, G6S og G7. Regnet over hele måleperioden var forskjellene mellom st. G4 og st. G2, G5, G6 og G7 ikke signifikante (krav minst 90 % sannsynlighet). Denne spredningsmåten gjør således at konsentrasjonsforskjellene mellom indre og ytre del av fjorden ble moderate, særlig langs midten og på sydsiden.

Det var imidlertid gradienter utover fjorden, selv om forskjellen mellom "hovedstasjonene" G4 og G7 ikke var statistisk signifikant. Fig. 16 viser midlere konsentrasjoner av totalfosfor i 0,5 m dyp under NDHs tokt i 1981-82. Ved disse toktene var i middel konsentrasjonen på st. G4 2-3 ganger høyere enn på st. G9.

På denne bakgrunn hadde det vært en betydelig fordel om det rutinemessige overflateprogrammet hadde omfattet st. G8. Dette ble forsøkt, men måtte oppgis fordi stasjonen lå så langt ute i fjorden at prøveinnsamlingen tok for lang tid.

Det skal tilføyes at ovenstående resultater samsvarer med undersøkelsene av partikulært materiale i vannressursen (Næs, Rygg og Skei, 1982). Disse fant også små avstandsgradienter for fosfor utover fjorden.

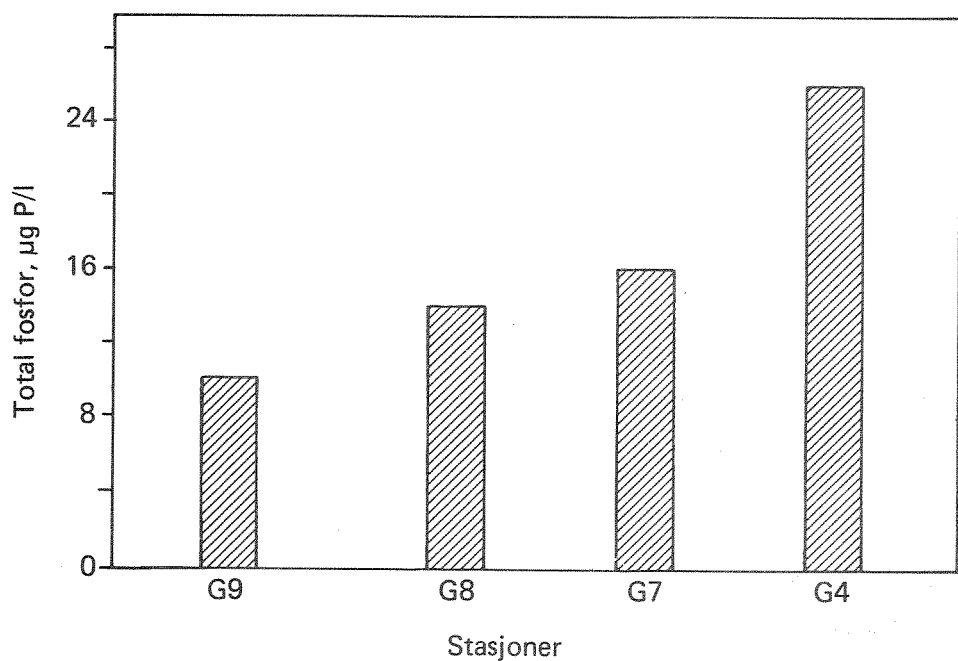


Fig. 16. Midlere konsentrasjoner av totalfosfor i 0,5 m dyp fra NDHs prøveserier (n = 7-8).

Figur 17 gir et inntrykk av hvordan planteplanktonproduksjonen varierte i tidsrommet mars - august 1981. Våroppblomstringen var begynt før første prøveinnsamling, og det synes som om maksimum ble nådd i begynnelsen av april. Utslagene på konsentrasjonene av ortofosfat er det for tynt grunnlag å si noe om ettersom det bare er sammenlignbare data for 28.7., 12.8. og 25.8. 1981. Ved disse tre tidspunktene var det i alle fall ikke underskudd på ortofosfat på noen stasjon i fjordområdet, selv ikke på stasjon G7, hvor planktonbestanden var spesielt stor etter klorofyllkonsentrasjonen å dømme.

For nitrat og ammonium er prøveserien lenger, og i forbindelse med planktonoppblomstringen var nitratkonsentrasjonene jevnt over $\leq 10 \mu\text{g N/l}$ i overflatelaget på stasjonene G4 og G5 fra slutten av april til slutten av juni, mens ammoniumkonsentrasjonene lå i intervallet 5-10 $\mu\text{g N/l}$. Igjen framstår klare forskjeller mellom nordsiden og sørsiden av fjorden ettersom nitratverdiene på stasjon G3 i samme tidsrom varierte i intervallet 36-1000 $\mu\text{g N/l}$ og ammonium 36-920 $\mu\text{g N/l}$.

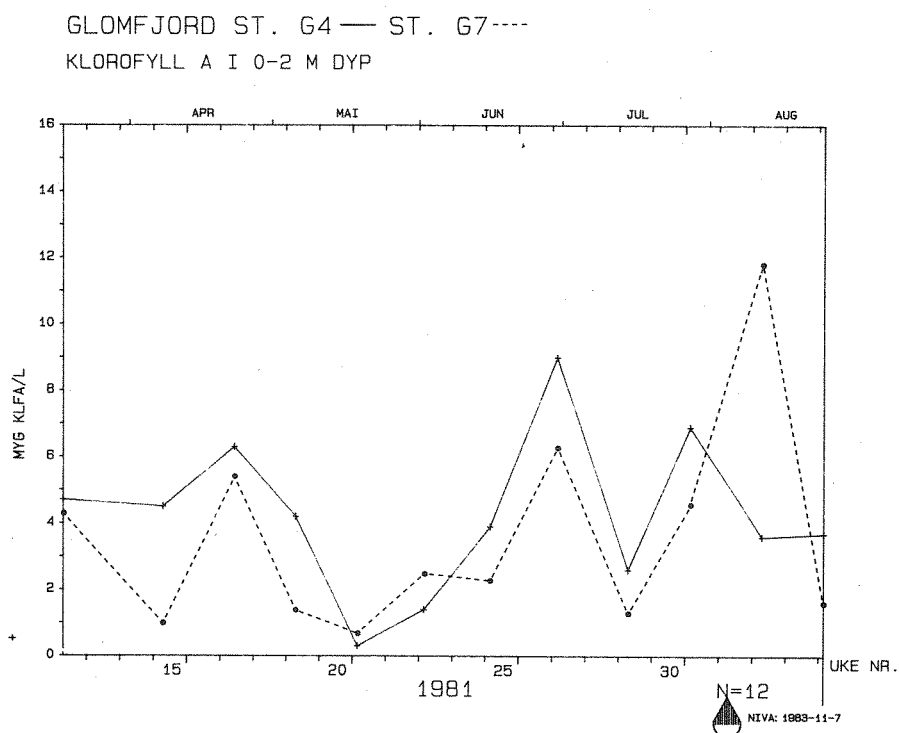


Fig. 17. Konsentrasjoner av klorofyll a i 0-2 m dyp på st. G4 og st. G7.

For alle måletidspunktene synes det derfor som om det var tilstrekkelig med biologisk tilgjengelig fosfor og nitrogen i overflatelaget. Hvis fosfor eller nitrogen til noe tidspunkt opptrådte som begrensende faktor for planktonproduksjonen, tyder dataene på at det mest sannsynlig var nitrogen. Dette er også i samsvar med den vanlige oppfatningen av nitrogenets rolle i primærproduksjonen i fjorder og kystfarvann der ferskvannstilførselen er forholdsvis liten (Ryther og Dunstan 1971, Sakshaug et al., 1983).

For en vurdering av størrelsen av primærproduksjonen må den vertikale klorofyll a-profilen tas i betraktning. Figur 18 viser et maksimum 8. april 1981, og i figur 19 vises vertikalprofilen ned til 20 m for stasjonene G4 og G7 (0-2 m, 5 m, 10 m, 15 m og 20 m dyp). To påfallende trekk er lave konsentrasjoner i overflatelaget og høye konsentrasjoner i 15-20 m dyp. Man regner med at primærproduksjonen ikke kan opprettholdes ved en lysintensitet mindre enn 1 % av det som faller inn på overflaten. Som en tommelfinger-regel regner man at det tilsvarer 2,5-3 ganger siktedypet. På dette tidspunktet var siktedypet 2,2-2,5 m over hele fjorden, og det er lite sannsynlig at det i 15-20 m dyp kunne være noe primærproduksjon. Figur 19 viser da en planktonbestand som synker nedover i vannmassen etter at primærproduksjonen har nått toppen på et tidligere tidspunkt.

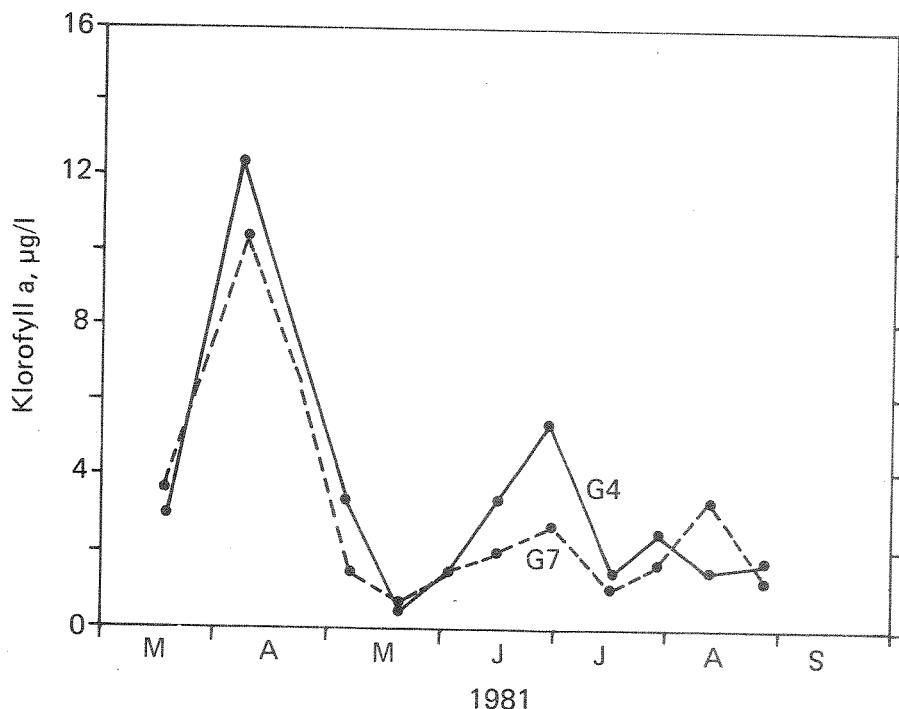


Fig. 18. Aritmetisk middel av klorofyll a-konsentrasjonen for 0-20 m på st. G4 og st. G7.

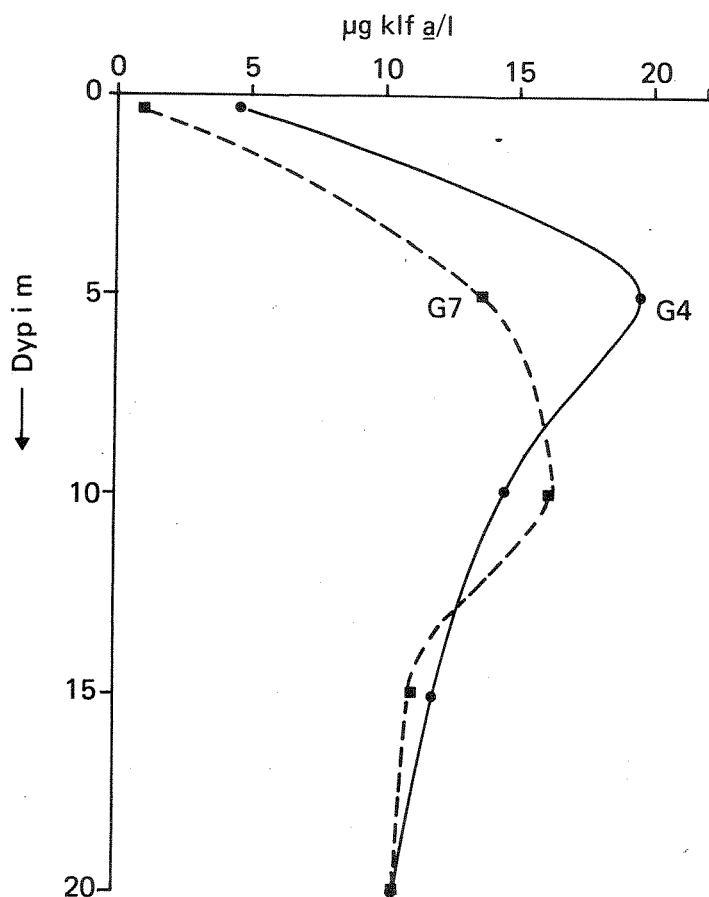


Fig. 19. Målinger av klorofyll a for 0-20 m på st. G4 og st. G7 8.4.81

Størrelsen av planktonmassen i fjorden under denne oppblomstringen kjenner vi ikke, men til sammenligning er en klorofyll a-konsentrasjon på ca. 20 µg/l ca. tre ganger mer enn det som våren 1981 ble målt utenfor Kårstø (Erga og Sørensen 1982), 2-3 ganger mer enn det som maksimalt er blitt målt i Borgundfjorden ved Ålesund (Molvær og Bakke 1982), og omlag det samme som måles under våroppblomstringen i indre Oslofjord (Källqvist m.fl. 1982). Oppblomstringen i Glomfjord har omfattet hele fjorden og det er klart at biomasseproduksjonen har vært meget stor. Dette gjelder også for resten av sommerhalvåret.

Siktedyp

For Glomfjords indre del kan det kort sies at siktedypet (figur 20) ved

tre tilfeller lå på grensen av det som aksepteres for friluftsbad (minst 2-3 m, SIFF 1976). I ett tilfelle ble det målt 1,5 m på stasjon G6N (28.7.81).

GLOMFJORD ST. G4 — ST. G7----
SIKTEDYP

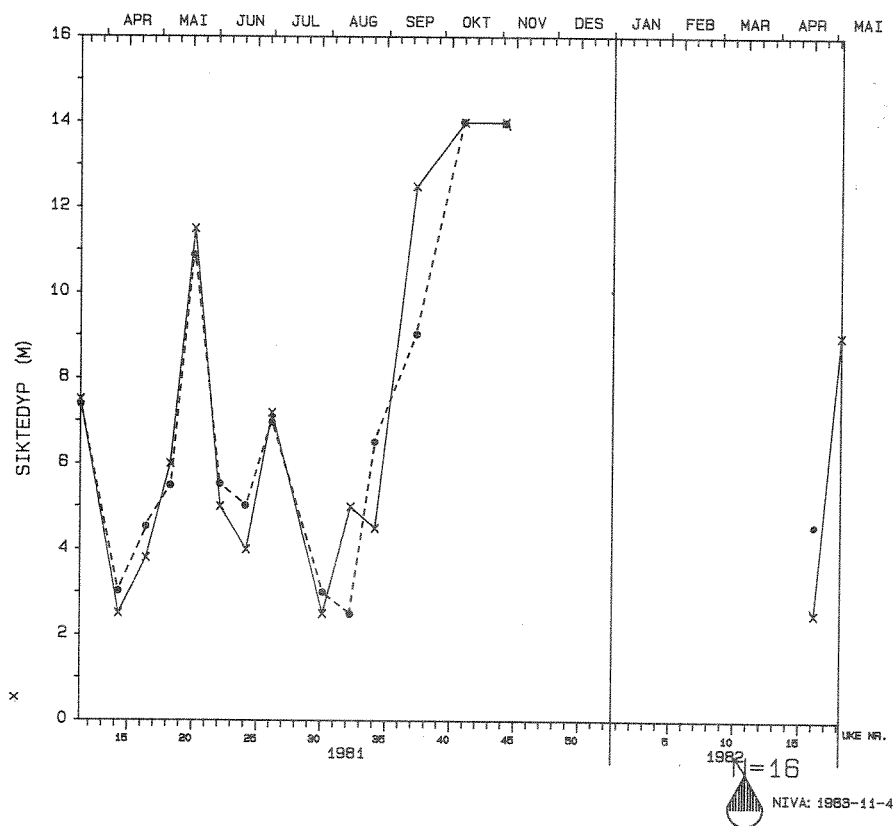


Fig. 20. Siktedyp på st. G4 og st. G7.

Tilførselene av suspendert materiale til Glomfjord er små (Næs, Skei og Rygg 1982), og man ville dermed vente at lavt siktedyp falt sammen med tidspunktet da klorofyllkonsentrasjonene var høye. I figur 21 er siktedypet for st. G4 og G7 plottet sammen med middel av klorofyll-konsentrasjonen i 0-2 m og 5 m dyp. For tidspunktene 8.4 og 12.8., da konsentrasjonene i de to dypene var svært forskjellige, er middel tallet fastsatt etter skjønn. Det synes å være en samvariasjon til stede, men ikke særlig sterk. Et uttrykk for det er at korrelasjonskoeffisienten mellom siktedyp og klorofyll ikke er bedre enn -0,7. Hva som er grunnen kan det ikke sies noe sikkert om.

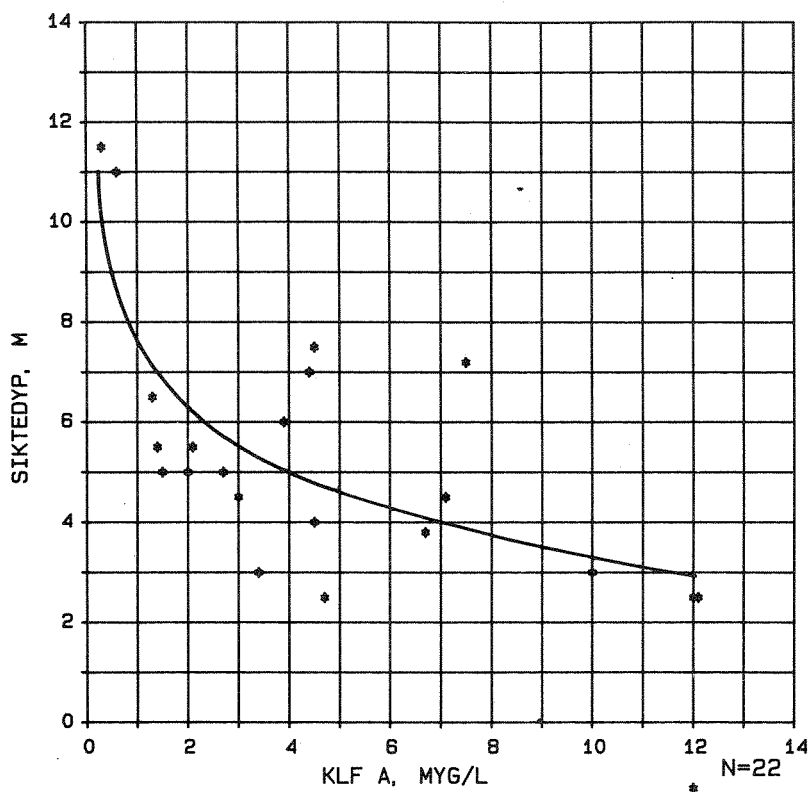


Fig. 21. Plott av siktedyp mot klorofyll a i 0-5 m dyp for st. G4 og st. G7. Regresjonslinje: $y = -1,91 \ln x + 7,774$. $R = -0,72$

Dels kan det skyldes at prøvene ikke er hentet fra dypene med den høyeste planteplanktonbestanden, men man kan ikke se bort fra at noe klorofyll a er gått tapt før analysen som følge av lagring og transport til Oslo.

Avslutningsvis skal nevnes at korrelasjonskoeffisienten mellom konsentrasjonen av totalfosfor og totalnitrogen i Glomfjords overflate lag er 0,91. Det samsvarer med at stoffene tilføres fjorden på samme sted og deretter spres sammen. En svak negativ korrelasjon (ca. $r = -0,5$) mellom fosfor og nitrogen på den ene side og saltholdighet på den andre side, er et uttrykk for hvordan konsentrasjonene avtar med økende fortykning.

Planteplankton og mikrozooplankton

Tre planktonprøver fra st. G4 er analysert. I Appendiks 3, tabell 1, er det satt opp en oversikt over planktonalger og hovedgrupper av mikrozooplankton som ble registrert i prøvene. Appendiks 3, tabell 2 viser de kvantitativt viktigste arter/grupper i hver enkelt prøve, med tilhørende

konsentrasjoner. Prøvene er innsamlet fra overflatelaget (0-2 m dyp) og gir derfor ingen opplysninger om planktonet under brakkvannslaget, der det tidvis, spesielt under våroppblomstringen, var mye planktonalger.

Artssammensetningen i dette materialet indikerer at planktonalgесamfunnet stort sett samsvarer med det som er kjent fra andre fjordområder i Nord-Norge og midt-Norge. Planteplanktonet består overveiende av diatoméer, dinoflagellater og små flagellater, deriblant et innslag av kalkflagellater, med arter som er vanlige på norskekysten.

Klorofylldata samt hydrografiske og kjemiske data tyder på at våroppblomstringen av planktonalger var mer intens i intermediære dyp (i sjiktet 5-15 m) enn i overflaten. Oppblomstringen kan ha kulminert før prøve-serien 20.4, da planktonet var dominert av store bestander av Phaeocystis pouchetii. Dette er en velkjent planktonalge fra våroppblomstringen i nordlige farvann, f.eks. Skjomenområdet (Schei 1974). Typiske vårarter som Chaetoceros-arter og en del andre sentriske diatoméer mangler i denne prøven, en indikasjon på at materialet representerer post-maksimum. Ut fra disse observasjonene kan vi dermed anta at våroppblomstringen i 1981 hadde et forløp som skiller seg fra det som er kjent fra tidligere for denne delen av kysten.

Sommersituasjonen i 1981 var dominert av små flagellater, inkludert kalkflagellater og dinoflagellater (blant andre den potensielt toksiske arten Prorocentrum minimum i juni). Et spesielt trekk ved planteplanktonet i sommerperioden var en stor bestand av diatoméen Bacteriosira fragilis i slutten av juni. I Nord-Norge har denne arten vanligvis maksimum om våren, og sommeroppblomstringer er ikke registrert i tidligere undersøkelser. Imidlertid har det vært rapportert kortvarige oppblomstringer om sommeren av andre arter, f.eks. i Skjomen (Schei 1974), slik at vi kan anta at slike oppblomstringer i disse områdene er en regulær foreteelse. I dette bildet må vi også se den forholdsvis store bestanden av kalkflagellaten Emiliana huxleyi på st. G4 i august. Totalbestanden av planktonalger i prøvene fra juni og august tilsvarer omtrent situasjonen i Skjomen tidlig på 1970-tallet.

Innslaget av mikrozooplankton (div. ciliater inkludert tintinnider) var forholdsvis beskjedent i alle prøvene fra st. G4.

3.3 Oksygen i dypvannet

Det var store variasjoner i oksygeninnholdet i bassengvannet, og de laveste konsentrasjonene synes å opptre i sommermånedene (figur 22).

Den langtidsserien, 1975-82*, som eksisterer for høstsituasjonen, viser at det om høsten er høyt oksygeninnhold i bassengvannet og at det er små variasjoner fra år til år. Observasjonene fra 200 m på G7 synes å være ganske representative. Oksygeninnholdet i vannet i 200 m dyp på G7 har i denne perioden en middelvei: $5,62 \pm 0,23$ ml/l.

Midtsommers 1981 var imidlertid forholdene helt annerledes (fig. 23). Denne figuren tyder på et komplisert sirkulasjonsmønster som neppe lar seg forklare fullgodt med det foreliggende observasjonsmaterialet. Nedenforstående tabell viser nedgangen i oksygeninnhold på stasjon G7 sommeren 1981.

Dyp m	13/5 ml/l	13/7 ml/l	Nedgang/mnd. ml/l
100	6,39	4,14	1,13
125	6,39	3,85	1,27
150	5,99	3,63	1,18
200	5,48	3,27	1,11
250	5,21	3,20	1,00
300	5,21	3,11	1,05
Midde1			$1,12 \pm 0,08$

Forbruket var altså like stort i alle dyp, mellom 100 og 300 meter, uavhengig av opprinnelig oksygeninnhold.

Dersom det hadde vært samme vannmassen som befant seg ved stasjon G7 i mai og juli, ville nedgangen i oksygeninnhold i vannmassene ha vært identisk med forbruket. Det er tidligere gjort rede for at det i løpet av denne perioden har vært en total utskifting av vannmassene under terskelnivå. Den nedgangen som er målt må altså ha funnet sted deretter, med det resultat at forbruk pr. tidsenhet sannsynligvis har vært større enn regnet fra 13. mai til 13. juli.

* Data fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt for 1975-80.

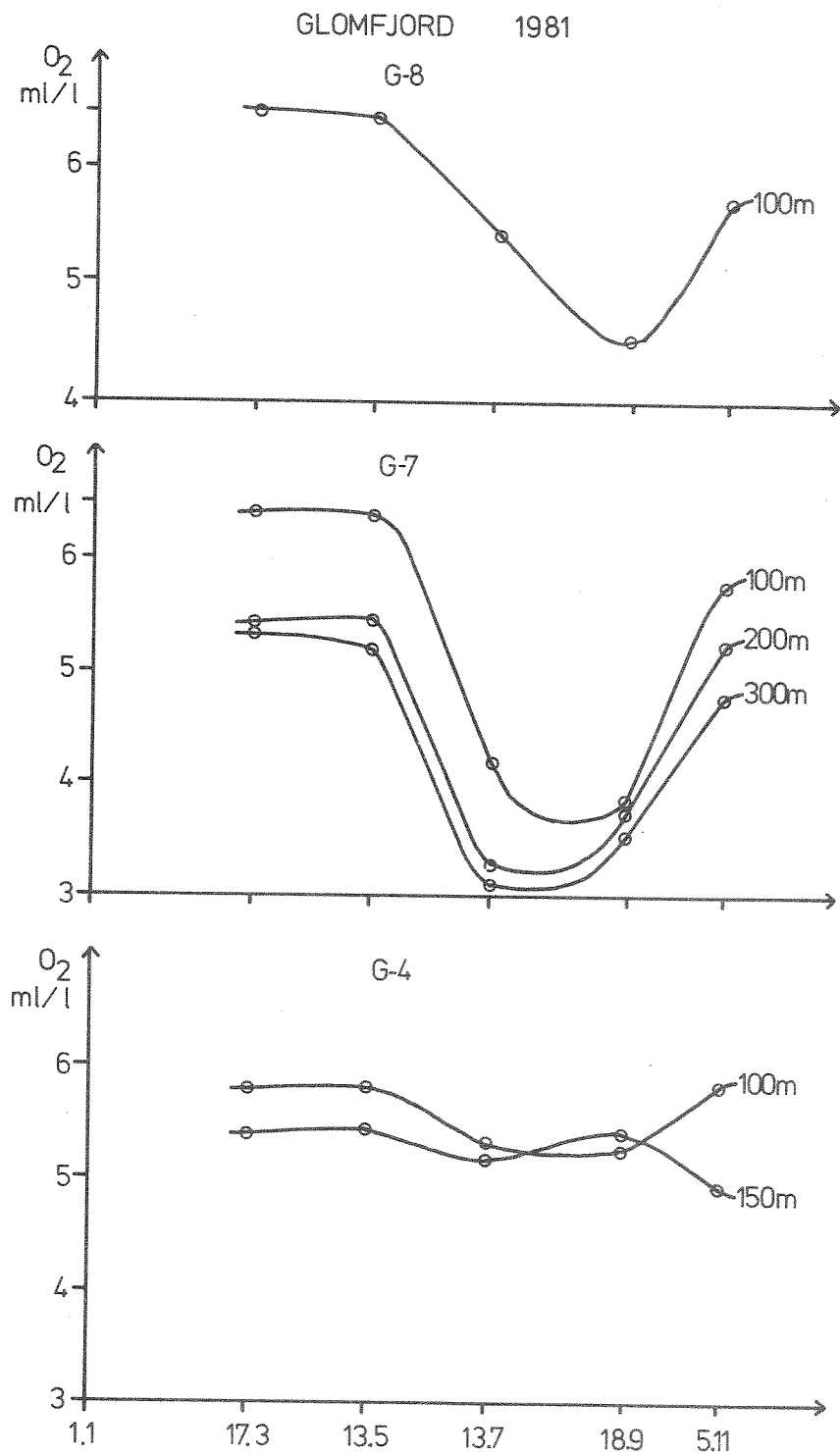


Fig. 22. Oksygenforhold i utvalgte dyp på stasjonene G4, G7 og G8 i 1981.

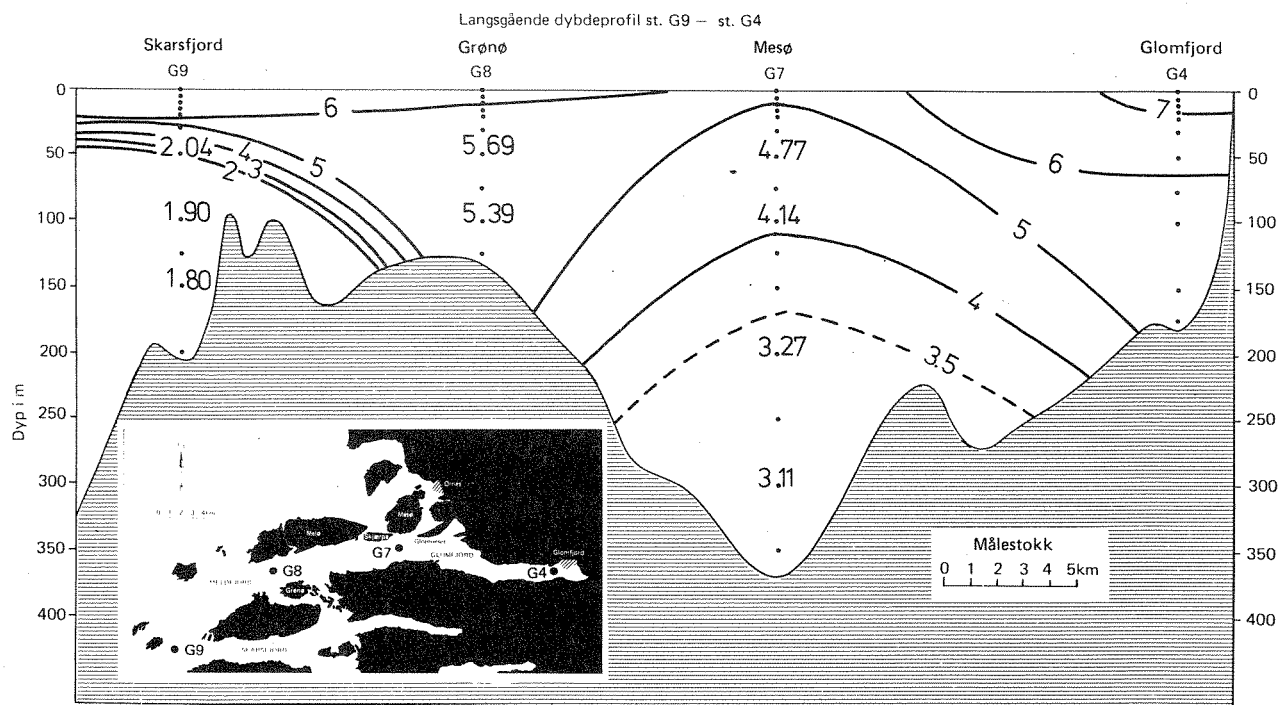


Fig. 23. Glomfjord 13.7.81. Oksygen i ml/l.

På stasjon G9 har nedgangen vært enda større enn på G7. Oksygeninnholdet i vannmassene på G-9 er gitt i nedenforstående tabell:

Dyp m	12/5 ml/l	13/7 ml/l	Nedgang/mnd. ml/l
100	6,38	1,90	2,17
125	6,36	1,81	2,20
150	6,36	1,80	2,21
200	6,36	1,79	2,21
Middel			2,20 ± 0,02

Nedgangen i oksygeninnhold på G9 var altså dobbelt så stor som på G7. De vannmassene som befant seg ved stasjon G9 i juli var ikke de samme som befant seg der i mai, og den beregnede middelvei kan derfor være lavere enn reelt oksygenforbruk i sommermånedene.

Oksygenforbruket på stasjon G9 var ca. tre ganger høyere enn det som er registrert i bl.a. Frierfjorden i Telemark og i Oslofjorden (Vestfjorden). Disse observasjonene er derfor kontrollert meget omhyggelig. Prøvene ble konserverte og analysert med samme reagenser som resten av observasjonene fra Rana/Glomfjordtoktet. Reagensene ble kontrollert og funnet å være i orden. Observasjonen fra Ranafjorden var i overensstemmelse med sommerobservasjonen for 1982. Vi må derfor ha tiltro til disse observasjonene. Den sannsynlige forklaringen på dette høye oksygenforbruket må derfor være stor biomasseproduksjon under planteplanktonoppløstringen i april, og etterfølgende nedbrytning av organisk materiale, over et tidsrom med dårlig vannutskiftning.

For å illustrere hva den registrerte oksygen-nedgang i vannmassene på G7 kan føre til, settes oksygenforbruket i et regneeksempel til 1,1 ml/l pr. måned. Som startverdi benyttes den observerte middelvei for perioden 1975-82. Denne middelveien for senhøsten er også representativ for senvinteren, siden de prosesser som endrer oksygeninnholdet ikke er særlig aktive i denne perioden. Disse forutsetningene vil gi oksygenverdi på 3 ml/l i bassengvannet i løpet av juli, dersom bassengvannet ikke skiftes ut etter medio mai.

Selv om denne undersøkelsen indikerer en relativt kontinuerlig utskifting av bassengvannet, kan vi ikke se bort fra at det under ugunstige forhold kan forekomme oksygenvikt i bassengvannet. Den verdien for oksygenforbruket som er benyttet i regneeksemplet ovenfor, er nemlig etter all sannsynlighet nærmere en middelvei enn en maksimalverdi.

Resultatene fra undersøkelsene av bløtbunnsfaunaen i mai 1981 tyder på at det ikke har vært oksygenvikt i dypvannet i løpet av foregående år. (Næs, Rygg og Skei, 1982).

I 1982 ble det utført oksygenmålinger 29. januar, 27. mai og 11. oktober. Laveste konsentrasjon, 4,8 ml O₂/l (69 % metning), ble målt på st. G7 i 300 m dyp 37. mai.

Konklusjonen for denne delen av undersøkelsen er at nedbrytningen av organisk materiale for primærproduksjonen i overflatelaget medfører høyt oksygenforbruk i det intermediære vannlag og i dypvannet.

Kritisk tidsrom synes å være vår - forsommer, og dataene fra 1981 tyder på at det da kan opptre en periode med dårlige oksygenforhold. Det er imidlertid usikkert hvor representative 1981-dataene er, og dette er et spørsmål man bør legge vekt på å besvare ved eventuelle senere undersøkelser.

4. BIOLOGISKE FORHOLD OG MILJØGIFTER I ORGANISMER

4.1 Innhold og formål

En oversikt over foretatte undersøkelser er gitt i tabell 5. Stasjonenes beliggenhet fremgår av fig. 24. (I tillegg har det vært en referansestasjon i Nordfjord, sør for Glomfjord).

Undersøkelsene av gruntvannssamfunn er foretatt av ved to tokt: 15-20/6-1981 og 2-6/8 1982. Innsamling av organismer til miljøgiftanalyse er vesentlig gjort samtidig, mens tang til analyse på fosfor- og nitrogeninnhold er foretatt til ulike tider av året i perioden sept. 1981 - nov. 1982.

Fjærelteobservasjonene og dykkerundersøkelsene av organismesamfunn på hardbunn hadde til hensikt å etterspore effekter av utslipp på samfunnenes sammensetning og eventuelt gi en geografisk avgrensning for effekter som ytret seg ved avvikende sammensetning av de observerte samfunn i forhold til det man kunne vente ut fra de naturbetingede forhold. Dykkerundersøkelsene skulle også klarlegge en eventuell sammenheng mellom nedre grense for vekst av fastsittende alger og direkte eller indirekte virkninger av utslipp og/eller ferskvannstilførsel (nedslamming og dårligere lysforhold pga. grumsing ved partikler, herunder planteplankton).

Fosfor- og nitrogeninnholdet i alger ble analysert for å registrere eventuelle forandringer i algenes næringsomsetning og kjemiske sammensetning som følge av de store mengder gjødselstoffer som belaster Glomfjord. Også disse registreringene var et middel til å belyse den geografiske utstrekning av sporbare utslippseffekter.

Miljøgiftanalysene i musling og tang tok dels sikte på å spore kjente stoffer i utslippet (fluor), dels gi et underlag for å bedømme mer diffuse tilførsler eller belastning som generelt ledsager industriell virksomhet (PAH, PCB, metaller, her særlig kadmium). Alle registreringene vil dessuten tjene som referanseverdier, enten i forbindelse med overvåking av mulige fremtidige utslipp i området (påtenkte industriallegg) eller mer i sin alminnelighet som ledd i den nasjonale kartlegging av miljøgiftnivåer i marine organismer fra ulike deler av kysten. Det kan tilføyes at bakgrunnen for PCB-analysene også var et tilfelle av muligens svakt forhøyet PCB-innhold i torsk innsamlet av Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt i 1973 (Grim Berge, FHI, pers. medd. i brev av 20/12-78 med vedlegg).

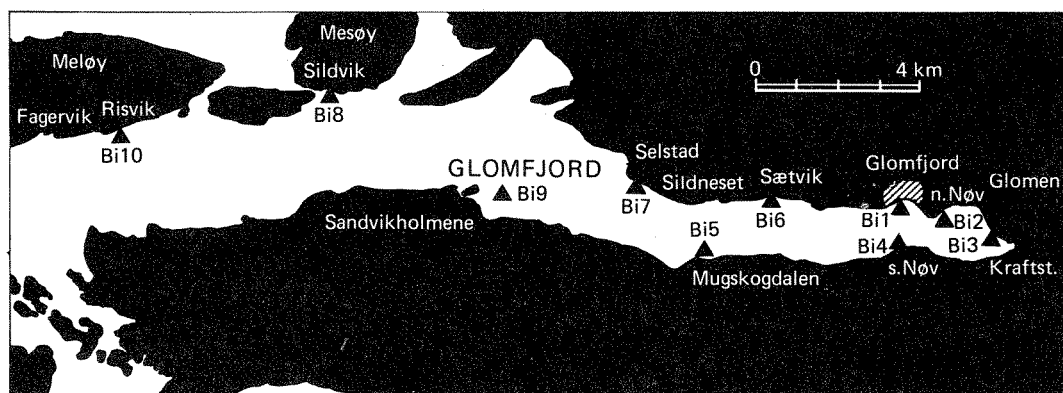


Fig. 24. Stasjoner for biologiske undersøkelser i fjærebeltet og på hardbunn.

Tabell 5. Stasjonsliste, kartreferanse og observasjoner.

D: Dykkerundersøkelse, F : Fjærebeltobservasjoner.

P/N: Fosfor og nitrogen i tang. B: Blåskjell, G : Grisatang,

O : Oskjell.

	Stasjon	Kart- referanser	D	F	P/N	Miljøgifter i organismer
Bi 1a	Ca. 3-400 m V for fabrikk, ved ruin av naust. Overgang mellom fjell og rullesteinstrand.	66 ⁰ 48' 30" N 13 ⁰ 56' 0" E	x	x		Fluor: B PCB: B PAH: B
Bi 1b	50-100 V for fabrikk-utslipp. Svaberg			x		Fluor: B
Bi 2	Mellom Glomen og N. Nøv, skrånende fjell/rullestein	66 ⁰ 48' 30" N 13 ⁰ 58' 15" E		x	x	Fluor: B, G PAH: B
Bi 3	Ned for vegtunnelåpning ved Fykan kraftstasjon. Sterkt skrånende fjell/sprengstein	66 ⁰ 48' 0" N 13 ⁰ 59' 0" E	x	x	x	PAH: B Metaller: G
Bi 4	Ved 3-4 vannslør V for S.Nøv. Overgang bratt fjell/rullestein	66 ⁰ 47' 45" N 13 ⁰ 56' 30" E	x	x		PAH: O Metaller: G
Bi 5	Mugskogdalen like øst for foss	66 ⁰ 47' 45" N 13 ⁰ 50' 30" E		x		
Bi 6a	Sætvik, like Ø for småbåthavn. Skrånende svaberg ved siden av rullesteinstrand	66 ⁰ 48' 30" N 13 ⁰ 53' 30" E		x		
Bi 6b	Sætvik. Sprengstein like V for molo for småbåthavn			x	x	Fluor: B, G PAH: B PCB: B
Bi 7	Ca. 0,5 km V for Sildeneset. Mest sprengstein, litt fjell	66 ⁰ 48' 45" N 13 ⁰ 49' 30" E	x	x	x	Fluor: G PAH: O
Bi 8	Ø for Sildvik, Mesøy. I bukt med grønsmalt hytte på motstående nes. Overgang rullestein/fjell	66 ⁰ 50' 0" N 13 ⁰ 38' 30" E	x	x	x	Fluor: B, G PAH: B Metaller: G
Bi 9	Nest innerste av Sandvikholmene mot Sandvikvågen. Overgang rullestein/svaberg	66 ⁰ 48' 45" N 13 ⁰ 44' 0" E		x		
Bi 10	Området Fagervik-Risvik, Meløy	66 ⁰ 49' 30" N 13 ⁰ 31' 30" E			x	
Bi 11	Storviken, Nordfjord	66 ⁰ 44' 30" N 13 ⁰ 47' 30" E	x	x		PAH: O

4.2 Metoder

Dykkerundersøkelsen av samfunnene på hardbunn har foregått som fortløpende registreringer ned til omkring nedre grense for vekst av fastsittende alger (eksklusiv kalkalger), dvs. maksimum 30-40 m. Dykkingen er foretatt langs en trasé ut fra stranden. Bredden av det undersøkte området var 5-10 m (unntaksvis bredere) i fjærebeltet, mens trasébredden under vann varierte noe pga. forskjelligartet topografi og bunnforhold (veksling mellom sand/-leirebunn og stein/fjell).

Undervannsobservasjonene er direkte talt inn på bånd. Særlig av alger ble det samtidig innsamlet prøver for senere identifikasjon i laboratoriet. Av dyr er det vesentlig observert større arter. Også for alger gjelder det at små former er underrepresentert i materialet. Registreringene har bare siktet mot å få beskrevet hovedtrekkene i samfunnets sammensetning.

Undervannsobservasjonene ble innskrenket til ett år. Grunnen var dels at det viste seg å være liten forskjell i nedre grense for algevekst innen området, foruten at de for det meste fattige sublittorale algesamfunn ga lite holdepunkter for å bedømme forurensningssituasjonen, i motsetning til klare effekter i fjærebeltet.

I tillegg til de kvalitative karakterer (tilstedeværelse eller fravær) er det gitt en skjønsmessig vurdering av mengdemessig forekomst etter følgende skala:

- 3 : Hyppig
- 2 : Vanlig
- 1 . Sparsom/sjelden

For å gi et mer konkretisert grunnlag for bedømmelsen av forurensningsvirkninger ut fra samfunnsstrukturen er det forsøksvis benyttet et semikvantitativt system basert på indikatorarter, dvs. alger som erfaringsmessig synes å favoriseres eller hemmes av overgjødning. Systemet er utviklet i Finland og Sverige (Lindgren (upubl.), referert hos Wallentinus, 1979) og tillempet for en undersøkelse i Sandefjordsfjorden av Iversen (1981). Systemets utsagnskraft og begrensninger er nærmere diskutert i forbindelse med resultatene. Nedenstående arter og reaksjonsindekser er benyttet for Glomfjord-materialet. Den artsspesifikke reaksjonen er markert ved + og ÷,

henholdsvis for positiv respons/høy toleranse og ømfintlighet (modifisert etter Wallentinus, 1979 og Iversen, 1981):

+2 : *Enteromorpha prolifera* gr., *Blidingia minima*, *Prasiola stipitata*,
Capsosiphon fulvescens.

+1 : *Ectocarpus siliculosus*, *Enteromorpha flexuosa* gr., *E.*
intestinalis gr.,
Ulva lactuca.

+0,5 : *Pilayella littoralis*, *Petalonia fascia*, *Ulothrix* spp., *Urospora*
penicilliformis, *Acrosiphonia arcta*, *A. centralis*, *Cladophora*
sericea, *Rhizoclonium riparium*.

+0,5 : *Rhodochorton purpureum*, *Ascophyllum nodosum*, *Fucus vesiculosus*,
Elachista fucicola, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Cladophora rupestris*.

Ovenstående artsliste er begrenset til de av indikatorartene brukt av Wallentinus (1979) og Iversen (1981) som er registrert i Glomfjord. I tillegg til artene som er benyttet av ovennevnte forfattere kommer grønnalgene *Prasiola stipitata* og *Capsosiphon fulvescens*. Førstnevnte, som vokser høyt i sjøsprøytsonen, forekommer ofte på skjær med mye fugleekskremitter og sistnevnte synes å favoriseres i forurensede havner (Rueness, 1977). Videre er beregningen av en samlet forurensningsindeks for de enkelte stasjonene kun basert på arter fra fjærebeltet, idet algevegetasjonen på dypere vann i Glomfjord for det meste var fattig og åpenbart vesentlig betinget av andre faktorer enn påvirkning med gjødselstoffer.

"Forurensningsindeksen" er beregnet ved følgende formel:

$$F = \frac{a_1 r_1 + a_2 r_2 + \dots + a_n r_n}{n}$$

der a = subjektivt anslag for forekomst (gradert fra 1 til 3 og midlet over to år).

r = reaksjonsindeks for vedkommende art (se ovenfor)

n = antall indikatorarter på den aktuelle stasjon.

Bilder av stasjonenes beliggenhet og forekomsten av iøyenfallende samfunns-elementer er blitt inkludert i et mindre antall rapporteksemplarer, oppbevart ved Glomfjord Fabrikker, SFT og NIVA.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell og oskjell er analysert ved NIVA ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne etter ekstraksjon. Metoden er nærmere beskrevet hos Berglind og Gjessing (1980).

PCB-innholdet i blåskjell er analysert gasskromatografisk med elektronfanger detektor etter forutgående ekstraksjon og rensing. Analysene er utført ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI). Metodikken er en videreutvikling etter de prinsipper som er beskrevet hos Ofstad et al. (1978).

Metaller i alger er også analysert ved SI. Etter tørking, homogenisering og oppslutning i dekomponeringsbombe med sterk syre er mengdebestemmelsene foretatt ved atomabsorpsjon (flammeløs teknikk for kvikksølv vedkommende). Nærmere beskrivelse av metodene er gitt hos Omang (1971) og Paus (1972, 1973).

Fluorbestemmelsene er foretatt spektrofotometrisk etter oppslutning ved smelte med natriumhydroksyd og vanddampdestillasjon. Analysene er utført ved SI. Forøvrig henvises til Riley (1961) og interne SI-rapporter av 17/2 1964 og 4/11 1976.

Nitrogen i tang ble bestemt ved titrering etter Kjeldahl-oppslutning (Jønsson, 1966) av ca. 0,05-0,1 g tang.

Fosfor i tang ble bestemt i Technicon II Autoanalyser etter oppslutning av ca. 0,3 g tang med peroksidisulfat under trykk i henhold til Norsk Standard (NS 4725).

Reproduserbarheten ved analyse av fosfor og nitrogen i tang var tilfredsstillende. Standardavvik ved 10 parallelle analyser av underprøver fra samme homogeniserte hovedprøve var henholdsvis <2% (P) og ca 5% (N).

Av blåskjell ble det innsamlet ca. 50 eks. til blandprøve som ble homogenisert før analyse.

For alle tangprøvenes vedkommende gjelder at det så langt mulig er innsamlet et par skudd fra hver av 10-20 individer. Skuddene er kuttet over 3dje blære ovenfra (for blæretang alternativt øvre 20-25 cm). Disse blandprøvene er homogenisert før uttak til analyse.

4.3 Organismesamfunn på grunt vann

De registrerte arter fremgår av appendikstabellene A1 (planter) og A2 (dyr). Som innledning til behandlingen av materialet gis i det følgende en beskrivelse av hovedtrekk ved bunnforhold og samfunn på de enkelte lokaliteter, med mest vekt på fjærebeltet. Derneft følger en bearbeidelse av materialet i henhold til den nevnte forurensningsindeks for fastsittende alger og en vurdering av forurensningssituasjonen ut fra de biologiske registreringene.

4.3.1 Stasjonsbeskrivelser - samfunnenes hovedelementer

St. Bi 1a lå 4-500 m V for fabrikkens utslipp, ved overgang mellom svaberg og rullesteinstrand. Like under fjærebeltet ble svaberget erstattet av storsteinet bunn som vekslet endel med småstein, grus og sand. Fra 5 m og nedover ble bunnen mer dominert av sand, men med enkelte større steiner.

Det iøyenfallende trekk ved stasjonen var masseforekomsten av grønnalger fra nederst i fjæra til over flomålet. Etter flekker med måsegrønnske (kfr. Prasiola stipitata i tabell A1) og den svarte, skorpeformede laven marebek (Verrucaria maura) noe over høyvannslinjen, fulgte et vel 1 m bredt belte av måsegrønnske og andre grønnalger. I nedre halvdel av fjæra var det også mye fjærerur (kfr. Balanus balanoides i tabell A2) og blåskjell (Mytilus edulis). Omtrent i lavvannslinjen forandret bunnen karakter til mest småstein og grus, iblandet større steiner. Tang manglet. Under grønnalgebeltet var vorteflik (Gigartina stellata), bendelsleipe (Dumontia incrassata) og den hinneformede rødalgen Porphyra purpurea vanlige. På dypere vann var det forholdsvis godt med alger, øverst søl (Palmaria palmata), butare (Alaria esculenta og fingertare (Laminaria digitata), lenger ned bredbladet fingertare og fra 5 meter med dominans av stortare (Laminaria hyperborea), for det meste i en lang og ofte nærmest uoppsplittet form. Mens stortareskogen sluttet på før 25 m, ble eikeving (Phycodrys rubens) funnet på ca. 28 m.

St. Bi 1b lå 50-100 m V for fabrikkutslippet og besto av temmelig bratt skrånende svaberg. Registreringer ble bare foretatt i 1982, og da foranlediget av en masiv begroing med blågrønnalger. (Ellers i Glomfjord forekom blågrønnalger stort sett bare i moderate mengder - kfr. dog st. Bi 6a). Nedenfor grønnalgebeltet var det et flere mm tykt, geleaktig og mørkt rødbrunt (flekkvis svartgrønt) belegg på fjell, rur og blåskjell. Den iøyen-

fallende del av blågrønnalgeforekomsten strakk seg som et belte ca. 150 m vestover fra utslippet og var flekkvis lett synlig ytterligere ca. 150 m utover.

St. Bi 2 lå mellom Glomen og N. Nøv, like vest for utløpet til "Mitelva" og på grensen mellom rullesteinstrand og moderat skrånende svaberg. Et fremtredende, 50-100 cm vertikalt belte av grønnalger strakte seg fra noe over midlere flomål. Det ble etterfulgt av et smalt belte med blæretang (kfr. Fucus vesiculosus i tabell A). Nedenfor blæregangen var det stor dominans av grisetang (Asophyllum nodosum) i nærmere 1 m bredt (vertikalt) belte. I denne sonen var også vorteflik, grønndusk (Cladophora rupestris), søl og sagtang (Fucus serratus) vanlige. Perlesli (Pilayella littoralis) var rikelig til stede som epifytt (påvekst). Av dyr var strandsnegl (Littorina littorea og L. saxatilis) og blåskjell mest fremtredende. Albueskjell (Patella vulgata) manglet og av rur var det meget lite.

Bortsett fra den markerte forekomsten av grønnalger, og særlig av "luftalgen" måsegrønnske var det ingen uvanlige trekk ved sammensetningen av fjærebeltets samfunn.

- 0 -

Fjærebeltet på strekningen mellom Glomfjord fabrikk og stasjon Bi 2 var øverst mye preget av bart (mest sterkt skrånende) fjell med en del flekker av marebek og mørkegrønne alger. Enkelte steder var det et tydelig rurbelte (sjelden over 20-30 cm bredt). De ellers vanlige tangarter ble ikke observert før rundt pynten av N. Nøv (innover).

- 0 -

St. Bi 3, Fykan, lå innerst i fjorden, ned for åpningen av veitunnel mot kraftstasjonen, og på grensen mellom strand av gammel sprengstein og bratt skrånende fjell. Under et mer flekkvis og ikke fullt så fremtredende grønnalgebelte som på st. Bi 2 var det en normal algesonering med blæretang/grisetang/sagtang. Imidlertid var det også på st. 3 et betydelig innslag av måsegrønnske. Sammen med de nevnte tangartene var følgende algearter vanlige i fjæra: tarmgrønnske (dvs. forskjellige arter av slekten Enteromorpha), vorteflik, søl og den hinneformede rødalgen Porphyra purpurea. De brune påvekstalgene Elachista og Pilayella var også vanlige. (Forøvrig ses av

tabell A1 at den relative mengdemessige forekomst varierte noe mellom 1981 og 1982). Av dyr var rur fremtredende i øvre og midtre del av fjæra, blåskjell i nedre halvdel. De to vanligste artene av strandsnegl opptrådte i spredt forekomst.

Under fjærebeltet var det artsfattig og for det meste sparsom algevegetasjon, særlig under 10 m. Til dette dyp var det en del stortare (Laminaria hyperborea) og spredte eksemplarer av sukkertare (Laminaria saccharina). På mye av den storsteinede, for det meste skrånende brunnen, forekom bare den skorpeformede rødalgen slett rugl (Phymatolithon lenormandi). Forklaringen på dette er usikker. På observasjonstidspunktet var det hverken stor forekomst av sjøpinnsvin (beiting) eller tegn til nedslamming. En nedre grense for algevekst på nær 24 m (Eikeving - Phycodrys rubens) tyder heller ikke på ugunstige forhold.

Fjæra på lokalitet Bi 4 var også en blanding av fjell og rullestein. Stasjonen lå noe vest for S. Nøv, nær utløpene av 3-4 vannslør. Veksten av grønnalger øverst i fjærebeltet var langt fra så fremtredende som på de foregående stasjoner. Måsegrønske ble ikke registrert. Øverst vokste isteden Blidingia minima og de trådformede Ulothrix spp. sammen med marebek over et belte med rur, som også var hyppig i nedre del av fjæra. Ca 1 m under høyvannslinjen var det mye blåskjell sammen med tarmgrønske, blæretang og grønnalgene Acrosiphonia spp. Lenger ned var det sterkere islett av grisetang, vorteflik, grønndusk og søl. Grisetangen var til dels dekket med trådformede brunalgeepifytter. Strandsneglartene var vanlige og albuskjell forekom spredt, likeledes purpursnegl (Thais lapillus).

Omkring 1-2 m under fjæra ble det mer småsteinet og grus/sand på bunnen, men fremdeles med en del rullestein. Algevegetasjonen var stort sett sparsom, og dette fortsatte i hovedsaken nedover, med unntak for enkelte store tufser av trådformede brunalger. Store partier av dykkertraseen var omtrent uten alger. Det ble observert betydelige mengder av sjøpinnsvin, særlig Drøbakkråkeballen (ref. Strongylocentrotus i tabell A2), men også Echinus esculentus. Nedre grense for algevekst ble funnet på 28 m (Draugfjær - Ptilota plumosa).

St. Bi 5 lå litt øst for foss fra Mugskogdalen. Stranden besto av store rullestein, med svaberg lengst øst. Detaljerte registreringer ble bare

gjort i 1982 (fotobefaring 1981). Noe under øvre grense for marebek var det tett med fjærerur i et belte av ca 0,5 m vertikal utstrekning. Grønnalgene var ikke særlig fremtredende og i likhet med st. Bi 4 ble det ikke observert måsegrønnske. Spesielt for denne stasjonen var at også de høyestvoksende trådformede grønnalgene manglet. Derimot var arter av tarmgrønnskeslekten Enteromorpha vanlige i spredt forekomst over hele fjærebeltet og forholdsvis fremtredende nærmest fossen. I rurbeltet og lenger ned var det mye albuskjell og beitende purpursnegl. Med små variasjoner var soneringen nedover mer eller mindre som beskrevet for stasjonene 2 og 3, med de vanlige tangartene som samfunnsbærende elementer.

Ved maskedykking ble det konstatert mye Drøbakkråkebolle og bare sparsom algevekst (mest slett rugl) 3-5 m under høyvannsmærket.

- 0 -

Mellom stasjonene Bi 4 og Bi 5 ble det i 1981 observert følgende hovedtrekk i fjærebeltet: Øverst en sone med svart, skorpeformet lav som over lange strekninger hadde et 30-50 (100) cm bredt belte av rur i sin underkant. Enkelte steder med mindre rur var det flekker med grønnalger og/eller blåskjell og tang (mest blæretang, litt sauetang). Ingen steder var det et tilsvarende iøynefallende grønnalgebelte som på fjordens nordside. Albuskjell var vanlig forekommende, likeså grisetang litt lenger ned i fjæra.

Også videre utover på fjordens sydside ga forbipasserende observasjon av samfunnet i fjærebeltet et tilsvarende inntrykk som ovenfor beskrevet.

- 0 -

St. Bi 6a var plassert straks øst for småbåthavn ved Sætvik, på skrånende fjell ved siden av rullesteinstrand og like øst for bekkeutløp. Sammen med og under marebek var det et bredt og iøynefallende belte av grønnalger; øverst (og over flomålet) måsegrønnske alene, dernest samme med trådformede grønnalger og Blidingia minima. I 1982 ble det i dette beltet også observert rikelig med 1-2 mm tykt belegg av rødbrune eller svartbrune blågrønnalger. Til dels overlappende med den stedvis flere meter brede grønnalgesonen, og ellers under denne, var det et bredt belte av fjærerur. Mot nedre grense for fjærebeltet var tarmgrønnskearter, den hinneformede rødalgen Porphyra purpurea, vorteflik og strandtagl (Chordaria flagelliformis) alle vanlige. Det samme gjalt strandsnegl og blåskjell.

Et fremtredende trekk ved denne stasjonen var det fullstendige fravær av sauetang, blæretang, grisetang og sagtang. Forbipasserende fjærebeltobservasjoner innover mot Glomfjord viste at sauetang, blæretang og grisetang sannsynligvis ikke var til stede på hele denne strekningen. Også fraværet av albuskjell og purpurnegl på st. 6a kan bemerkes.

På st. Bi 6b på utsiden av småbåthavnens molo (et par hundre meter utover fra st. 6a) var derimot både grisetang, blæretang, albuskjell og purpurnegl vanlige. Forøvrig var det stort sett de samme arter som nevnt under foregående lokalitet som preget fjæresamfunnet.

- 0 -

Utover fra st. Bi 6 til st. Bi 7 var det et vanligvis utpreget grønnalgebelt fra litt over flomålet og nedover. Bredden av beltet varierte mest mellom 0,2 og 0,5 m vertikalt og var best utviklet på svaberg (jevnført med sprengstein eller rullestein). Mellom grønnalgeassosiasjonen og et velutviklet fjærerurbelt var det som oftest en smal sone uten vekst. I nedre del av og under rurbevoksningen, fantes spredt med blæretang og grisetang, men disse var vanlige først fra Bjørkanaustet (Sætstein) og videre vestover. Over enkelte strekninger var det lite alger, med rurbeltet som mest iøynefallende.

- 0 -

St. Bi 7 lå omkring 1 km vest for Sildeneset, ved et lite svaberg som stakk ut i sjøen på en strand som ellers var dominert av eldre sprengstein.

Grønnalgeveksten omkring høyvannsnivå og nedover vel 0,5 m var noe mindre fremtredende enn på strekningen fra fabrikken og utover mot st. Bi 6. En etterfølgende sone med enten bart fjell eller noe rur ble nedover avløst av et ca. 1 m bredt (vertikalt) område nærmest belagt med fjærerur. På ruren var det en meget tett bestand av beitende purpurnegl (opp til flere hundre pr. m²). I denne del av fjæra dominerte ellers grisetang, mens blæretang var mer spredt og sauetang bare fåtallig. De mest vanlige alger forøvrig var særlig vorteflik, dernest tarmgrønskearter (flekkvis) og Porphyra purpurea. Av dyr var albuskjell hyppige begge år, mens strandsnegl bare forekom i stort antall det første året.

Under lavvann var det meget beskjedne vekst av alger. Bunnen besto for det meste av gammel sprengstein, der kalkalgen slett rugl (flatrugl) ofte var eneste vegetasjon. Drøbakkråkebolle og vanlig sjøpinnsvin var tallrike i 1981, førstnevnte ble også observert ved maskedykking året etter. På grunn av den meget spredte forekomst var nedre grense for algevekst vanskelig å fastslå, men var i hvert fall under 30 meter.

- 0 -

På den videre strekningen ut indre fjord var det mindre grønnalger i fjæra - mest et smalt marebekbelte etterfulgt av litt bart fjell over et markert rurbelte.

- 0 -

St. Bi 8, øst for Sildvik, Mesøy, var en kombinert fjell- og rullesteinstrand på nordvestsiden av liten bukt, der et nes med grønnbeiset hytte utgjorde den andre siden. Innerst i bukten var det gressmyr. Like under lavvann var bunnen preget av sand/grus med enkelte større stein. Jevnført med stasjonene innenfor var mangelen på beltet av grønnalger fra flomålet og nedover påfallende. Måsegrønske ble ikke registrert, og de øvrige elementene i dette algesamfunnet var bare til stede i små mengder. Øvre del av fjæra var enten bart fjell (stein) eller svartflekke av marebek. Rurbeltet var godt utviklet på svaberg, i mindre grad på rullestein. Fjærebeltet samfunnet var ellers mye likt det som ble observert på st. Bi 7, bl.a. med samme masseforekomst av purpurnegl (1981, ikke så mye året etter).

Like under lavvann ble vegetasjonen fattig, med mest skorpeformede alger 4-10 m under flomålet. Fra omkring dette dyp opptrådte en del stortare (jevnt avtagende mot 25 m), og fra 12-15 m rødalgene draugfjær og eikeving. Disse to artene kunne forekomme i betydelige mengder på sandbunn. Nedre grense for algevekst ble observert til 32 m (draugfjær). Sjøpinnsvin var vanlige i de første meterene under fjæra, men dypere var bestandene sparsomme.

St. Bi 9 var en strand av rullestein og svakt skrånende svaberg på den nest innerste av Sandviksholmene; sydvestvendt og inn mot Sandviksvågen. Over og i marebekbeltet vokste noe måsegrønske, men i betydelig mindre mengder enn på stasjonene lenger inn på fjordens nordside. Ellers var det en vanlig

fjærebeltesonering med rur og grisetang som de fremtredende. Brunalgene var noe bedre representert i strandsonen og øvre del av sublittoralen (under lavvanslinjen) enn på de øvrige oversvasjonsstedene.

St. Bi 11, Storviken i Nordfjord, var referansestasjon. Den skilte seg markert ut fra alle Glomfjord-lokalitetene (med et visst unntak for st. Bi 8) ved meget liten og artsfattig forekomst av grønnalger i fjærebeltet, som ellers hadde en normal sonering med de større tangartene (blæretang, grisetang, sagtang) som de dominerende. En form av blæretang med flere blærepar (2-3) er karakteristisk for beskyttede lokaliteter (liten vannbevegelse).

Vetegasjonen på dypere vann var meget fattig 3-12 m, med bare med skorpeformede rødalger. Stortare forekom i forholdsvis tynn bestand ca. 12-25 m. På stipes ("stilken") var det påfallende at det vokste bare skorpeformede alger. Av de øvrige registrerte alger med opprett vekst fantes bare enkelt-eksemplarer ned til 30 m. Den ganske brattskrånende bunnen av dels fjell, dels rullestein på sand, skulle ellers være egnet for algevekst. Sjøpinnsvin fantes bare spredt, og eventuell nedbeiting av alger ved disse må i tilfellet ha foregått tidligere. Helhetsinntrykket av det sublittorale samfunnet på denne stasjonen kunne minne om st. Bi 3 innerst i Glomfjord.

- 0 -

I tillegg til de registreringer som fremgår av tabell A1 bør tilføyes at det ofte ble registrert meget tett vekst av diatomeepifytter på de større algene. Spesielt fremtredende var Licmophora sp., i mindre grad Fragilaria sp. Mengden av slik påvekst syntes ikke å variere systematisk med avstanden fra Glomfjord fabrikk.

4.3.2 Beregning av forurensningsindeks ved indikatorer av fastsittende alger

Beregningen av en forurensningsindeks (F) for hver stasjon er foretatt som beskrevet i metodekapittelet. Problemet ved at arter av tarmgrønnske-slekten Enteromorpha sp. i enkelte tilfeller bare er registrert i felt, og ikke identifisert til art, er taklet ved å gi slike registreringer reaksjonsindeks +1. Videre er Ectocarpus sp. regnet som Ectocarpus cf. siliculosus. Observasjoner uten mengdegradering (x i tabell A1) er gitt vektall 1. St. Bi 6b er utelatt fra beregningene fordi bare hovedartene ble notert og prøver til mikroskopianalyse ikke samlet inn.

Beregningene har da gitt følgende resultat (avrundete tall):

St.	Bila	Bi1b	Bi2	Bi3	Bi4	Bi5	Bi6a	Bi7	Bi8	Bi9	Bi11
F	+1.6	+2.9	+0.6	+0.7	+0.6	+0.3	+1.7	+0.6	+0.2	+0.6	±0.1

Det ses at stasjonene Bi 1a, Bi 1b og Bi 6a skiller seg ut ved etter denne beregningsmåte å vise markert større forurensningseffekter enn på de øvrige stasjonene. Ellers kan man merke seg at:

- Stasjonen i Nordfjord lå lavere enn de øvrige.
- Utover på nordsiden av fjorden fremkom et tydelig skille i graden av overgjødslingeffekt mellom st. Bi6 og st. Bi7.
- En avstandsgradient mht. overgjødsling syntes å være sporbar helt utover mot st. Bi8.

Det siste må tas med forbehold, da forskjeller mindre enn 0,5 på indekskaalen trenger et noe mer solid grunnlag for konklusjoner enn det som fås av bare 2 års observasjoner. Foruten at det foreløpig er sparsom erfaring med bruk av metoden, er det dessuten nødvendig å utvise forsiktighet på grunn av flere prinsipielle forhold:

- Til dels utilstrekkelig og varierende erfaringsgrunnlag for å fastsette artenes reaksjonsindeks

- den delvise overlapping i artenes toleranse for og/eller relative begunstiging ved henholdsvis ferskvannspåvirkning og overgjødning
- manglende hensyn til biologiske faktorer, særlig beiting
- det generelle spørsmålet om gyldigheten av å overføre erfaringer fra ett eller et fåtall områder til andre, som kan være så forskjellige i fysisk henseende (klima, vannbevegelse) at dette i seg selv er mer styrende for samfunnets sammensetning enn gjødselstoffbelastningen.

4.3.3 Øvrige biologiske vurderinger og konklusjoner

Av den samlede forurensningsbelastning på Glomfjord er det etter all sannsynlighet bare gjødselstofftilførselen som har et slikt omfang at den kan gi åpenbare utslag på samfunnenes sammensetning. Av dette følger at det primært er på algesamfunn at effekten må kunne spores. Eventuelle utslag på dyrelivet vil i det vesentlige være sekundære, via kvalitative og kvantitative effekter på planteplankton og fastsittende alger.

De kvalitative utslag er allerede delvis behandlet i det foregående kapittel om stasjonenes forurensningsindekser. Egentlig tjener slike beregninger mest til å anskueliggjøre grunnlaget for konklusjonene. De representerer sterkt sammentrukne vurderinger på grunnlag av for det meste kvalitative erfaringer, og utsier foreløpig ikke mer enn det som ville ha fremkommet ved en vanlig sproglig redegjørelse på basis av kunnskaper om enkeltarters krav til miljøet og erfaringer fra andre overgjødslede fjordmiljøer.

Øvrige sannsynlige eller mulige biologiske overgjødningssymptomer i Glomfjord kan oppsummeres slik:

- a) Masseforekomsten av grønnalger i deler av området (mest i øvre del av fjæra og til dels over flomålet).
- b) Tilfellet av massiv begroing med blågrønnalger fra utslippet og utover i 3-400 m avstand.
- c) Fraværet av fjærebeltets vanlige tangarter (særlig blæretang og grisetang) langs deler av fjordens nordside.

- d) Den relative overrepresentasjon av antall grønnalgearter jevnført med antallet av brunalger og rødalger.
- e) Generelt sett stor forekomst av spesielt fjærerur og blåskjell, men også strandsnegl og purpursnegl.

Av disse symptomer anses a) og b) for å være utvilsomme, mens det til c), d) og e) er knyttet større eller mindre usikkerheter (minst for pkt. c)), slik som drøftet nærmere i det følgende.

Masseforekomst av grønnalger, særlig ettårige, hurtigvoksende arter, er observert flere steder i tilknytning til overgjødning både i utlandet og Norge (f.eks. Frierfjorden, Oslofjorden, Hafrsfjord, utenfor Mo i Rana). For referanser til et utvalg av litteraturen om effekten av gjødselstoffer på benthiske algesamfunn vises til eget kapittel i en NIVA-rapport (Knutzen, 1984a).

I Glomfjord var denne overgjødslingsvirkningen meget markert fra fabrikkutslippet og utover på nordsiden av fjorden til omkring st. Bi7 (fig. 24), men sterkest fremtredende på strekningen til Bi 6a. Også innover på nordsiden kunne enkelte steder være sterkt preget av grønnalgebegroing, men noe mer flekkvis. Det er sannsynlig at den forholdsmessig rike representasjon av grønnalger i hele Glomfjord innenfor Mesøy - Sandviksholmene er et resultat av nærings salttilførsel, men dette er mer spekulativt (se nedenfor). I hvert fall kunne det konstateres at det var betydelig forskjell mellom den mest forurensningsutsatte del av fjordens nordside og de øvrige deler av dette område. Generelt syntes biomassen av grønnalger å være mindre på sydsiden enn nordsiden av fjorden. Det er imidlertid verd å merke seg den rike forekomsten av grønnalger på Sandviksholmene (st. Bi9), som samsvarer med indikasjoner fra de fysiske/kjemiske undersøkelsene på at forskjellen i nærings saltbelastning mellom nordsiden og sydsiden utjevnes mot munningen av fjorden.

Det spesielle ved situasjonen i Glomfjord er at gjødsling via tørravsetning og nedbør sannsynligvis også må tas i betraktning for å forklare noe av grønnalgeveksten. At massebegroingen med måsegrønne (kfr. Prasiola i tabell A1) fantes til dels over flomålet, og mest på stasjonene nærmest fabrikk (Bi1, 2, 6, 7), tyder på en effekt av støvnedfall (slik dette også kommer

til uttrykke ved bl.a. svære neslebevoksninger i landvegetasjonen). Utbredelsesmønsteret for Prasiola er med på å gi et bilde av avstandsgradienten i utslaget av gjødselstoffbelastningen.

Også andre alger som vokser høyt i fjærebeltet (Ulothrix spp. og Blidingia minima) kan begunstiges ved støv og sigevann rikt på næringssalter. Imidlertid viser ikke disse algene et utbredelsesmønster som i samme grad utpeker de omtalte deler av fjordens nordside som mest belastet. For Ulothrix vedkommende ses dog at veksten stort sett var mest rikelig på stasjonene 1, 6 og 7.

Tilfellet av massiv begroing med blågrønnalger nær fabrikkutslippet i 1982 kan vanskelig forklares som annet enn en effekt av overgjødning. Imidlertid er marine blågrønnalger som vokser på fjell og annet fast substrat, lite undersøkt i denne sammenheng (Wiik, 1981), og det er foreløpig få eller ingen sikre indikatorarter. Ingen av de mulige indikatorene som er nevnt hos Wiik (1981) var blant de mest fremtredende på st. Bilb (Kfr. tabell A1). Fenomenet fortjener mer oppmerksomhet enn det har vært mulig å vie det i sammenheng med denne undersøkelsen. Blågrønnalgebevoksningen nær utslippet og ellers bør derfor følges videre, både for overvåkingsformål (effekter av eventuelle utslippsreduksjoner) og i mer generell forurensningsøkologisk sammenheng.

Grønnalgers andel av det samlede antall observerte algearter i Glomfjord er høyere enn det har vært vanlig å finne på lite forurensede og moderat ferskvannspåvirkede lokaliteter i Norge (Bokn, 1979). Mens det prosentvise midlere forhold angis av Bokn til $15 \pm 5 : 35 \pm 10 : 45 \pm 10$, henholdsvis for grønnalger, brunalger og rødalger, var det i Glomfjord totalt: 32 : 29 : 39 og for fjærebeltet: 42 : 29 : 29. Basert på en del observasjoner fra forurensede områder synes grønnalger som gruppe å tåle eller begunstiges mer av forurensninger (særlig gjødselstoffer og nedbrytbart organisk stoff). En forrykning av forholdstallene mellom antall arter mot større relativt innslag av grønnalger kan således tolkes som en forurensningseffekt.

Slik sett synes alle de undersøkte stasjoner i Glomfjord å være påvirket. På de enkelte stasjonene varierer forholdstallene (alle registrerte arter) fra 26 : 37 : 37 (G : B : R) på st. Bi 4 til 56 : 24 : 20 på stasjon Bi 6a. (kfr. tabell A1). I motsetning til dette var forholdstallene på lokaliteten i Nordfjord 10 : 50 : 40.

Når dette likevel anses å være noe spekulativt, eller i hvert fall ha begrenset utsagnskraft, har det sammenheng med:

- Den generelle basis for konklusjonen om at et avvikende forholdstall viser en forurensningseffekt, er ikke tilstrekkelig solid. At en del grønnalger viser høyere toleranse eller begunstiges konkurransemessig, behøver ikke bety at dette gjelder en så stor del av gruppen eller så få blant de to øvrige gruppene, at slutningen fra overrepresentasjon av grønnalger til forurensningseffekt også er gyldig for samfunn alle andre steder.
- I sammenstillingen av arbeider som utgjør basis for de vanlige forholdstall (Bokn, 1979), er det en overvekt av undersøkelser fra det sørlige og vestlige Norge, mens bare ett arbeid er fra nord for Trondheimsfjorden. Tilsvarende beskrivende undersøkelser i Ranafjorden som i Glomfjorden kan tyde på at relativt sterkt avvikende forholdstall kan påtreffes - særlig i fjærebeltet - også på steder der hverken forureningsbelastning eller ferskvannspåvirkning kan være tilstrekkelig forklaring (Knutzen, 1983b). Under alle omstendigheter trengs flere floristiske algeundersøkelser fra den nordlige del av landet før man kan trekke sikrere konklusjoner ut fra slike forholdstall som de nevnte.
- Forholdstallene som er funnet for Glomfjordstasjonene varierer ikke i samsvar med de øvrige eutrofieringsindikasjonene (Kfr. tabell A1). Overrepresentasjonen var f.eks. ikke størst på st. Bi1, men på Bi6a, og stasjonen Bi1 hadde ikke mer markert overvekt av grønnalger enn stasjonene Bi2, Bi3 og Bi7; knapt mer enn stasjonene på fjordens sydside. (Forholdet mellom stasjonene Bi1 og Bi6 kan muligens ha noe med det forhold at næringssaltkonsentrasjonene nær land og nær utslippet ikke nødvendigvis er høyere enn lenger ut - kfr. kap. 3.2 - men de vannkjemiske observasjonene er ikke så detaljerte at dette kan bedømmes annet enn spekulativt).
- Forholdstallene kan også influeres av biologiske faktorer, f.eks. beiting. Store bestander av sjøpinnsvin ble funnet på enkelte steder i Glomfjord, men ikke i en grad som synes å kunne forklare det forholdsmessig lave antall algearter på dypere vann som til sammen ble observert i fjorden (Kfr. stasjonsbeskrivelsene foran og tabell A1). På den

annen side ble det også til dels funnet betydelig forekomst av strand-snegl og albuskjell, som i tilfellet skulle virke mest negativt på representasjonen av grønnalger.

- Forholdsmessig lavt artsantall (her både totalt og på enkeltstasjonene) gjør bruken av forholdstall generelt usikker.

Selv om den relative overvekt av grønnalgearter i benthosalgesamfunnene i Glomfjord kan indikere en alminnelig gjødslingseffekt over hele undersøkelsesområdet, er det flere usikkerhetsfaktorer knyttet til en slik konklusjon. (Kfr. også resultatene av undersøkelsene av fosfor og nitrogen i alger, kap. 4.4). Spørsmålet bør imidlertid være et sentralt tema innen fremtidig overvåking av tilstand og utvikling i fjorden. I denne forbindelse er det interessant at grønnalgenes overrepresentasjon på stasjonene Bi8 og Bi9 samsvarer med at forhøyede næringsssaltkonsentrasjoner også er sporet tilsvarende langt ut (kfr. kap. 3.2).

Fravær av de vanlige større brunalger i fjærebeltet (blæretang, grisetang) ble i Glomfjord observert på strekningen N. Nøv - st. Bi6a (fig. 24). Et slikt fravær er i en del områder sannsynliggjort å være en indirekte effekt av overgjødsling (Kfr. f.eks. Kangas et al., 1982 om forholdene på deler av den finske syvestkysten; og Bokn og Lein, 1978, om algeveksten i indre Oslofjord). Til dels er mekanismen bak forklart som en konkurranseforvridning i favør av hurtigvoksende grønnalger eller tang med annen formerings-sesong enn blæretang og grisetang (Bokn og Lein, 1978). Kangas et al. (1982) gir en analyse av flere faktorer som kan ligge til grunn for blæretangs tilbakegang i et belastet område (bl.a. stimulans av epifytter og beitere på grunn av generelt økt næringstilgang)

At blæretang og grisetang ikke er blitt observert på den nevnte strekning, samsvarer med at det også ellers er indisier på at det er dette området som er sterkest berørt (Kfr. det som er sagt foran og kap. 4.4). Periodisk isskuring kunne også tenkes å spille en rolle, men dette gjelder mest fraværet av grisetang. I alle fall er det verd å merke seg at mangelen på disse to arter nettopp gjør seg gjeldende i den antatt hardeste belastede del av fjorden, og - såvidt observert - ikke utenom den nevnte strandstrekning.

Ovenstående er i delvis samsvar med rapporter fra fiskerhold om tilstanden i Glomfjord (brev fra Støtt fiskarlag 19. jan. 1981 til Nordland Fylkes Fiskarlag). Imidlertid var ikke utslagene fullt så sterke som beskrevet i brevet (tang "desimert helt ut til Selstad"). Forholdene kan ha vært verre før 1981, men det bør understrekes at det i det aktuelle området (Sætvik-Selstad) ikke bare ble observert helt unge tangplanter. Grisatang vil dessuten ha vanskelig for å komme igjen når den først er blitt borte.

Generelt rike bestander av blåskjell og rur tyder på god tilgang på næringspartikler i vannet, hvilket igjen etter all sannsynlighet har sammenheng med økt forekomst av planteplankton som resultat av gjødslingen. (kfr. kap. 3.2 om høye klorofyllkonsentrasjoner i vannet). Fremveksten av store rurbestander på bekostning av algevekst er også nevnt som en symptomatisk forandring i det nevnte brev fra Støtt fiskarlag. De betydelige mengdene av rur gir så igjen grunnlag for purpursnegl, som til dels opptratte i meget tette bestander (stasjonene Bi5, Bi7 og Bi8). At dette utbredelsesmønsteret for de nevnte artene ikke sammenfaller med graden av direkte gjødselstoffbelastning, behøver ikke bety annet enn at andre faktorer enn gjødsling dirigerer hvor de store bestandene kommer, mens det er den alminnelige næringstilgang som setter grensen for bestandenes størrelse.

Som et alminnelig forbehold bør nevnes at det ikke er uvanlig at både rur og blåskjell opptrer i stor forekomst på steder uten kunstig belastning med næringsstoffer. Om rikelighet av rur og blåskjell kan være forårsaket av at utslippet virker gjennom flere ledd i næringskjeden, er det derfor vanskelig å uttale noe helt bestemt om uten mer data enn observasjoner over bare to år. Konklusjonen er likevel at det dreier seg om et sannsynlig overgjødslingssymptom.

4.4 Nitrogen og fosfor i grisetang og blæretang

4.4.1 Bakgrunn

Utgangspunktet for å forsøke to tangarters nitrogen- og fosforinnhold som symptom på, og helst mål for grad av overgjødning, var flere resultater fra senere års forskning (f.eks. von Wachenfelt, 1975; Topinka og Robbins, 1976; Ho, 1981; Wheeler og North, 1981 og Kornfelt, 1982). Det må imidlertid understrekes at forholdet mellom vannets og algenes innhold av plantenæringsstoffer er komplisert. Bl.a. er det for en del flerårige arters vedkommende påvist mer eller mindre utpregede sesongvariasjoner (bl.a. Wheeler og North, 1981 Kornfelt, 1982), men disse svingninger synes i hvert fall delvis å ha sammenheng nettopp med tilsvarende variasjoner i vannets fosfor- og nitrogeninnhold. Det er også påvist varierende nitrogeninnhold i ulike deler av planten (Kremer, 1975), og dessuten indikasjoner på variasjon med vannets saltholdighet (Munda og Kremer, 1977).

Dette forskningsfelt må på mange måter betraktes å være i sin begynnelse. Foreløpig er kunnskapene om naturbetingede variasjoner ikke gode nok til å skille ut annet enn markerte forurensningseffekter. Bestrebelsene i retning av å få et mer fintfølede overvåkingsinstrument har stor betydning for praktisk vannressursforvaltning. Motsatt tilfelle i ferskvann, er det i marine områder en generell mangel på overgjødningssymptomer som kan tallfestes. Konsekvensen av dette er bl.a. at det ikke har vært mulig å lage tilsvarende erfaringsmodeller som i innsjøer for forholdet mellom belastning og eutrofieringsgrad (overgjødning), og følgelig mangler forvaltningen et anvendelig redskap i den beslutningsrettede del av sin virksomhet. (Nå skal det ikke underslås at også belastningssiden av sammenhengende teoretiske fortynnings- og konsentrasjonsberegninger - er vanskeligere i det åpnere system som en kystresipient representerer jevnført med en innsjø.).

Glomfjord må i denne henseende betraktes som et nær ideelt naturlig eksperimentområde. Resultatene dokumenterer også metodikkens anvendelighet for betydelig belastede resipienter. De gir både en basis for fortsatt overvåking og åpner for muligheter i retning av å forbedre metodikken for mer regionale og generelle formål.

4.4.2 Resultater

De funne konsentrasjoner av tørrstoff, nitrogen og fosfor i grisetang og blæretang er gjengitt i appendikstabellene A3 og A4. Av tabellene fremgår også middel og standardavvik på hver lokalitet (Bi2, Bi3, Bi6, Bi7, Bi8 og Bi10 - kfr. fig. 24). Tabell A5 viser variasjonen i N- og P-innholdet ved analyse av 10 enkeltteksemplarer innsamlet samtidig på samme sted (stasjonene Bi8 og Bi10).

Hovedresultatet av undersøkelsen er fremstilt i figurene 25 og 26 som viser midlere innhold av nitrogen og fosfor i henholdsvis grisetang og blæretang, etter analyse av prøver fra 4-5 ulike tidspunkter.

Det ses at materialet fra stasjonene Bi6 og Bi7 skilte seg markert ut ved omkring 40-80% høyere nivå enn de øvrige stasjonene; i samsvar med stasjonenes beliggenhet i forhold til utslippet.

Av figurene 27 og 28 ses at tang fra st. Bi6 og Bi7 også hadde høyest næringsstoff-konsentrasjon på alle prøvetakingstidspunktene. Næringsstoffbelastningen er mao. stor nok til å overskygge virkningen av sesongvariasjoner, som ellers er vist i fig. 29. Dette har bl.a. den praktiske konsekvens at det på belastningsgrader av lignende størrelsesorden som her, i prinsippet kan la seg spore i tangen uansett årstid. Samtidig er det åpenbart at årstidsvariasjonene er av en størrelsesorden som det må tas hensyn til ved mer moderate forurensningsgrader. Dette er også dokumentert tidligere fra andres undersøkelser (Chapman og Craigie, 1977; Chaumont, 1978; Wheeler og North, 1981; Kornfelt, 1982).

I grisetang opptrådte de høyeste konsentrasjonene av både fosfor og nitrogen stort sett vinter - forsommer, mens de laveste konsentrasjonene inntraff sensommer - tidlig høst (fig. 29). For blæretang var ikke mønsteret fullt så klart (fig. 29). Imidlertid har det vært for lav observasjonsfrekvens til at det kan trekkes noen bestemte slutninger. I relasjon til det primære mål med undersøkelsen har det derfor også liten hensikt å jevnføre med resultater fra andres studier.

Forholdet mellom N og P viste ingen systematisk variasjon mellom lokalitetene. I grisetang varierte det midlere vektforholdet på hver stasjon mellom ca. 16 og vel 19 i (tabell A2), mens det i blæretang var 11,3 - 14,2

(tabell A3). Med stor belastning med begge plantenæringsstoffer, kan det heller ikke ventes at dette forholdet skal kunne ha noen indikatorverdi.

Vedrørende "normalnivå" foreligger bare sparsomt med sammenligningsgrunnlag fra uberørte steder. Det synes imidlertid lite sannsynlig at vesentlige overkonsentrasjoner av P og N er registrert annet enn på st. Bi6 og st. Bi7. (Konf. verdier for Fucus serratus hos Kornfelt (1982) og Feldner (1976)).

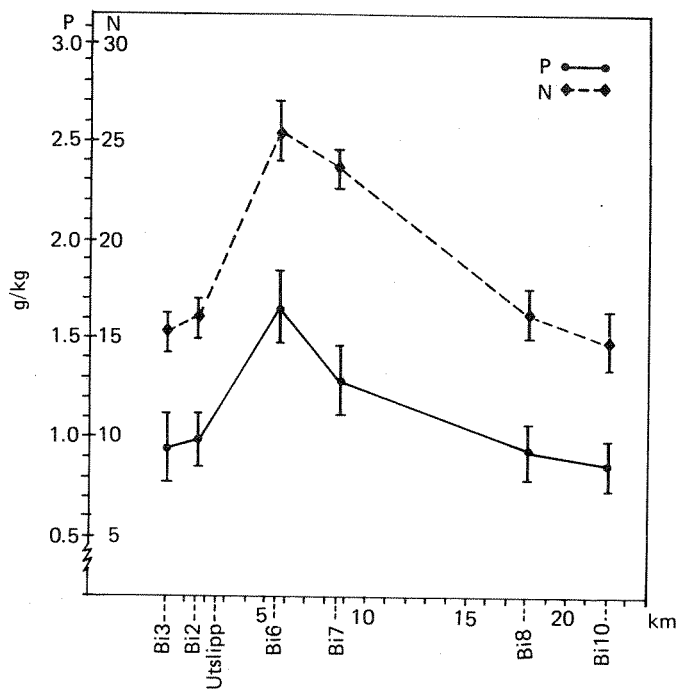


Fig. 25. Innhold av fosfor og nitrogen i grisetang fra Glomfjord sept. 1981 - nov. 1982, g/kg tørrvekt. Middell og standardavvik for 5 prøver. (4 pr. st. 10).

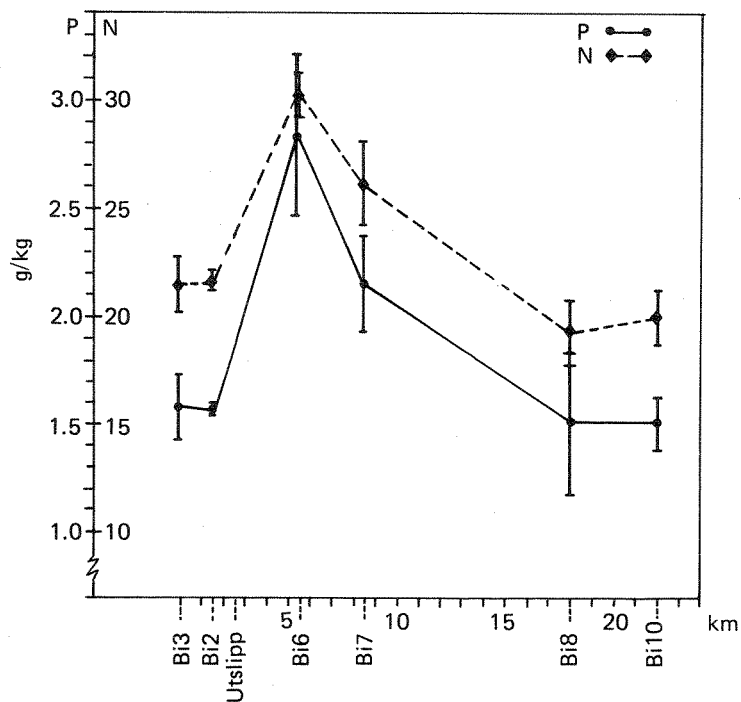


Fig. 26. Innhold av fosfor og nitrogen i blæretang fra Glomfjord febr. - nov. 1982, g/kg tørrvekt. Middell og standardavvik for 3-4 prøver.

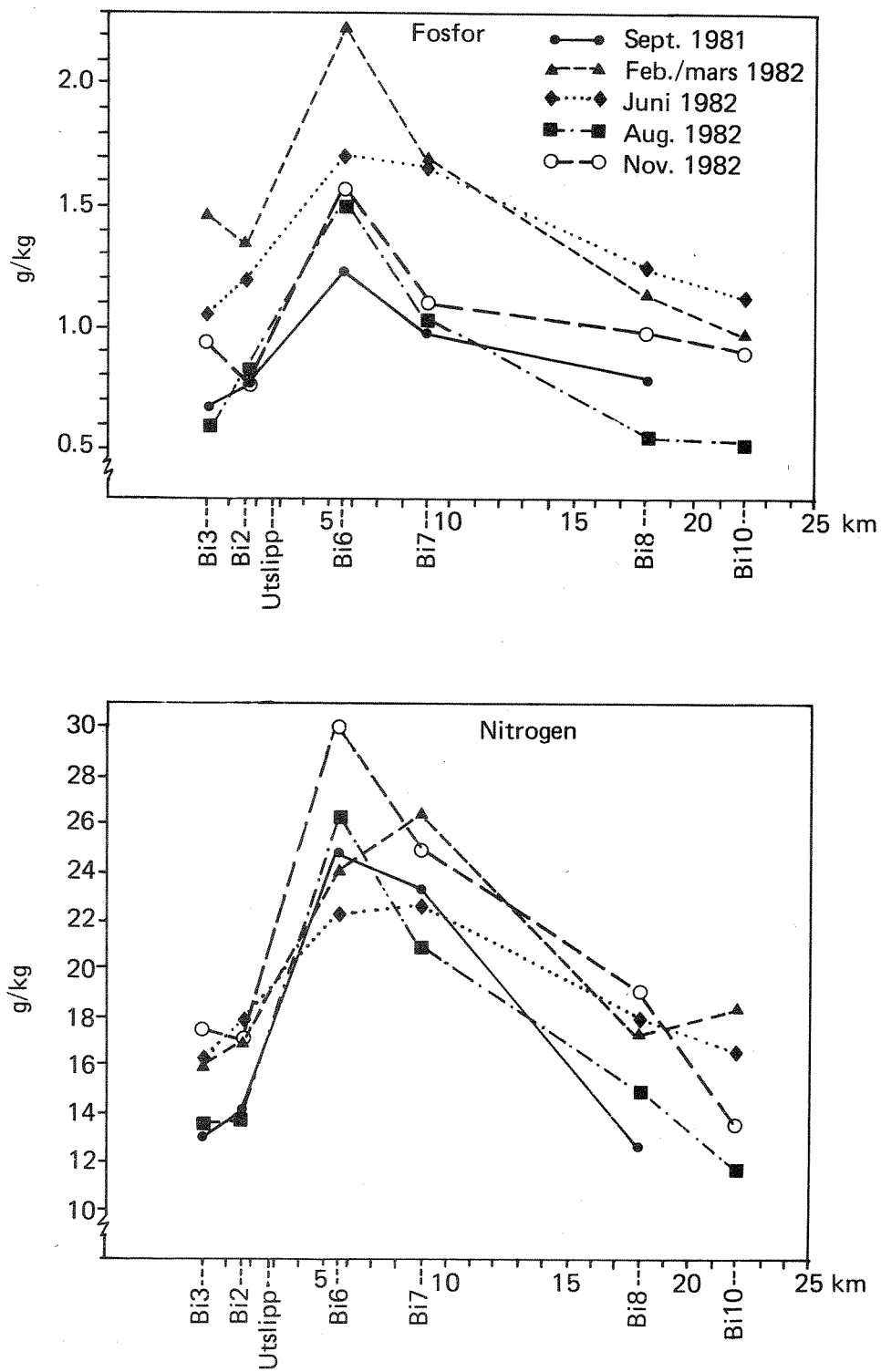


Fig. 27. Innhold av fosfor og nitrogen i grisetang fra Glomfjord, samlet til ulike tider av året i tidsrommet sept. 1981 - nov. 1982 (g/kg tørrvekt).

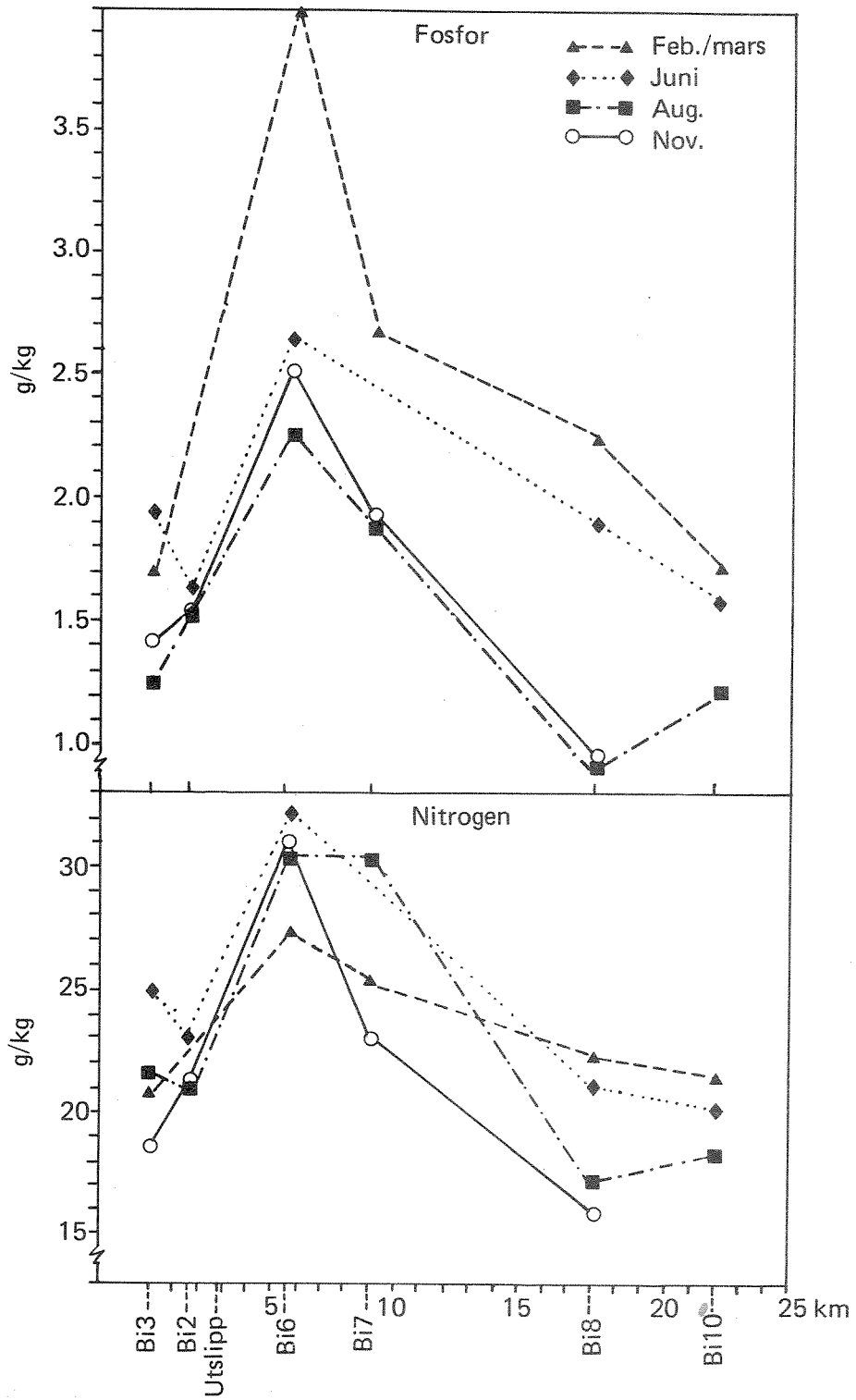


Fig. 28. Innhold av fosfor og nitrogen i blæretang fra Glomfjord, samlet til ulike tider av året i tidsrommet febr./mars - nov. 1982. (g/kg tørrvekt).

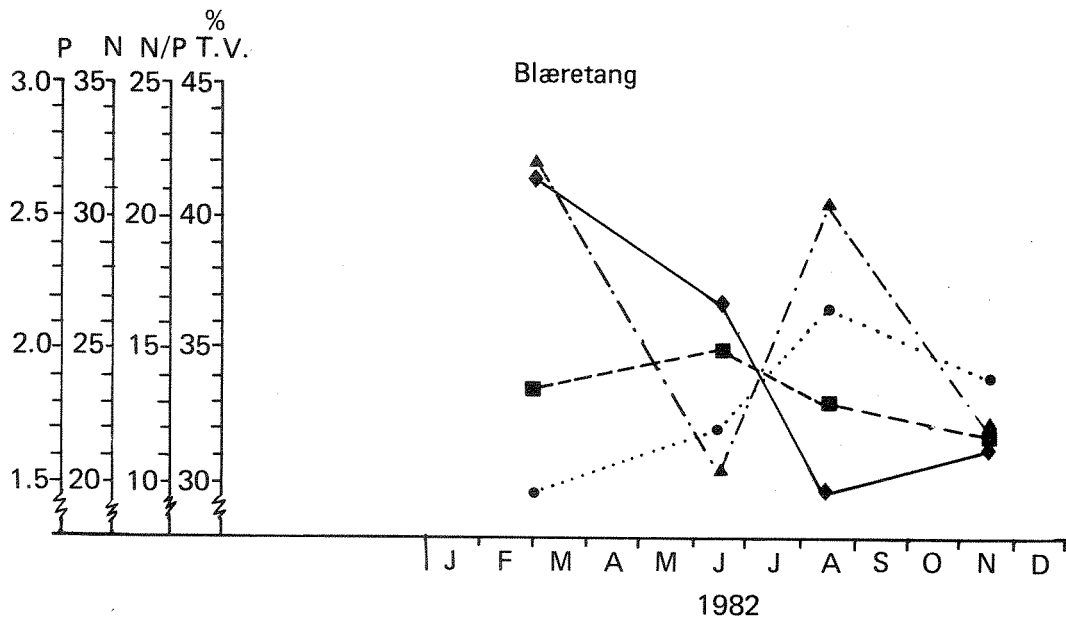
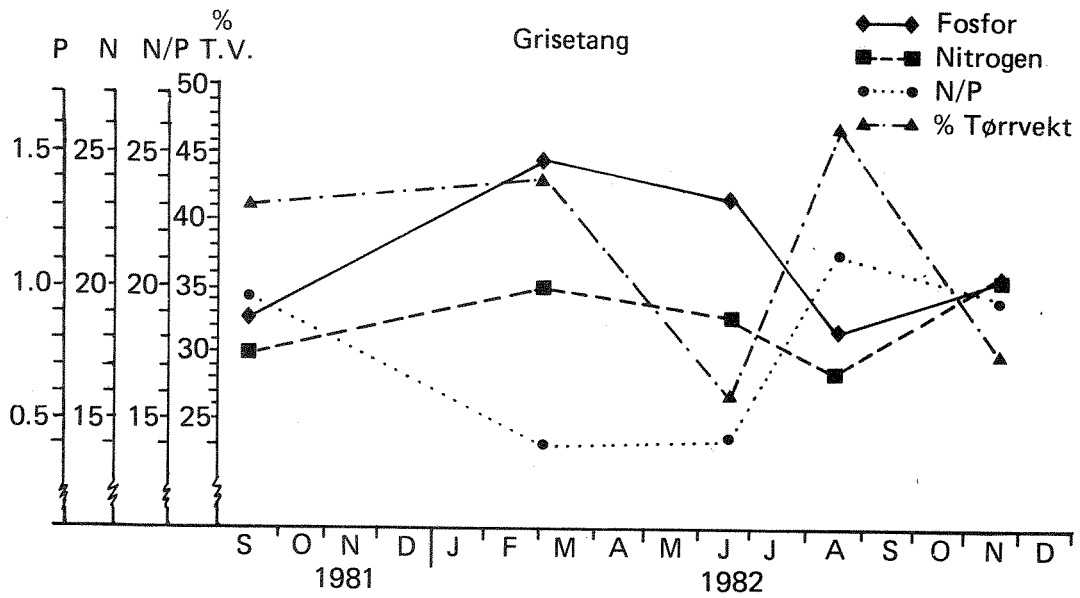


Fig. 29. Variasjon med årstiden i innhold av fosfor og nitrogen, (g/kg tørrvekt) N/P-forhold og % tørrvekt i grisetang og blæretang fra Glomfjord 1981-82. Verdiene for grisetang er basert på 6 stasjoner (5 i sept. 1981), for blæretang på de 3 stasjoner der det er data fra alle tidspunkter for prøveinnsamling, dvs. st. Bi3, Bi6 og Bi8.

4.4.3 Statistisk vurdering av forskjellene i tangs P- og N-innhold på ulike stasjoner

Analysemetodikkens reproduserbarhet målt ved standardavvik ved 10 gjentatte analyser av samme materiale var som nevnt <2% og ca. 5%, henholdsvis for fosfor og nitrogen. Parallelle analyser av 2 x 10 enkelteksemplarer av tang viste standardavvik på henholdsvis <10% (fosfor) og 10-20% (nitrogen). Sistnevnte variasjon mellom enkelteksemplarer blir nøytralisert ved at det er tatt blandprøver (flere individer i en prøve) fra hver stasjon.

Av ovenstående og de sammenstilte data for tangs P- og N-innhold på de observerte stasjoner (tabellene A3 og A4) fremgår at det bare er stasjonene Bi 6 og Bi 7 som kan tenkes å vise signifikante forskjeller fra de øvrige stasjoner. For å teste forskjellenes signifikans er det brukt flere angrepsmåter. Oppstillingene nedenfor viser resultatene av å jevnføre middelerdiene fra tabellene A3 og A4 ved henholdsvis t-test og Mann-Whitney test. I motsetning til t-testen krever sistnevnte ikke at resultatene skal være tilnærmet normalfordelt. Særlig det manglende kjennskap til mønsteret i en sesongvariasjon av P- og N-innhold kan gjøre antagelsen om en normalfordeling tvilsom ved så lavt antall stasjoner.

Av tabell 6 ses at middelerdiene for stasjonene Bi6 og Bi7 slått sammen i alle fire tilfeller er signifikant forskjellig ($p < 0,01$) fra middelkonsentrasjonene av de sammenslåtte øvrige stasjoner.

Signifikante forskjeller er ellers funnet mellom st. Bi6 og de minst påvirkede lokalitetene (enkeltvis og samlet) for alle fire variable.

For st. Bi7's vedkommende synes derimot forskjellen til de moderat belastede områdene å være mindre sikker. Her er forskjellene bare funnet signifikante for nitrogen i grisetang og delvis for nitrogen i blæretang.

De ovennevnte tester tar ikke hensyn til sesongvariasjonene, som uten tvil spiller en rolle hvis signifikansen av moderate forskjeller skal bedømmes. En parvis sammenligning av observasjoner fra samme periode (parvis t-test, $t = \frac{\bar{D}}{S_D} \cdot \sqrt{n}$, der \bar{D} = midlere differans, S_D = standardavvik for differansen

og n = antall observasjoner) ga som resultat:

St. Bi6 mot Bi 2/3/8/10: (grisetang) eller 2/3/8 (blæretang): $p < 0,01$ for alle fire variable unntatt for fosfor i blæretang der $0,1 > p > 0,01$.

Tabell 6. Resultat av statistisk sammenligning mellom stasjonene Bi 6 og Bi 7 og de øvrige lokaliteter med hensyn til blæregangs og grisjetangs middelinnhold (n=4-5) av fosfor og nitrogen. Forskjellene er ansett som statistisk signifikant (+) ved $p < 0,05$. (++) ved $p < 0,01$)

Variabel	testet	t-test		Mann - Whitney	
		p	S	p	S
Fosfor i grisjetang	6 mot 3	< 0,02	+	< 0,03	+
	6 mot 10	< 0,01	++	< 0,03	+
	6 mot 2/3/8/10	< 0,02	+	< 0,002	++
	7 mot 3	ca.0,16	÷	ca.0,15	÷
	7 mot 10	ca.0,09	(÷)	ca.0,11	÷
	7 mot 2/3/8/10	ca.0,09	(÷)	ca.0,06	(÷)
	6/7 mot 2/3/8/10	< 0,003	++	< 0,002	++
Nitrogen i grisjetang	6 mot 3	< 0,001	++	< 0,02	+
	6 mot 10	< 0,003	++	< 0,03	+
	6 mot 2/3/8/10	< 0,002	++	< 0,001	++
	7 mot 3	< 0,001	++	< 0,02	+
	7 mot 10	< 0,005	++	< 0,03	+
	7 mot 2/3/8/10	< 0,005	++	< 0,001	++
	6 mot 2/3/8/10	< 0,01	++	< 0,001	++
Fosfor i blæretang	6 mot 3	< 0,06	(÷)	< 0,05	+
	6 mot 10	< 0,05	+	< 0,06	(÷)
	6 mot 2/3/8/10	< 0,05	+	< 0,005	++
	7 mot 3	ca.0,15	÷	ca.0,22	÷
	7 mot 10	ca.0,12	÷	ca.0,08	(÷)
	7 mot 2/3/8/10	ca.0,15	÷	ca.0,05	(÷)
	6/7 mot 2/3/8/10	< 0,01	++	< 0,002	++
Nitrogen i blæretang	6 mot 3	< 0,005	++	< 0,05	+
	6 mot 10	< 0,002	++	ca.0,05	(÷)
	6 mot 2/3/8/10	< 0,001	++	< 0,005	++
	7 mot 3	ca.0,16	÷	ca.0,12	÷
	7 mot 10	ca.0,12	÷	ca.0,08	(÷)
	7 mot 2/3/8/10	ca.0,13	÷	ca.0,02	+
	6/7 mot 2/3/8/10	< 0,001	++	< 0,001	++

Av de statistiske beregningene kan man konkludere at det er lite sannsynlig at forskjellene mellom stasjon Bi 6 og Bi 7 og de øvrige lokalitetene er tilfeldige. Samtidig er det klart at for å få frem statistisk signifikante avstandsgradienter med hensyn til næringsstoffinnhold er det nødvendig med tettere observasjoner, særlig i tid, men også i rom.

4.4.4. Sammenheng mellom vannets og tangens næringsinnhold

Som nevnt i de foregående kapitler, vil man vente å finne en sammenheng mellom tangens innhold av fosfor og nitrogen og de konsentrasjoner som finnes i vannmassene.

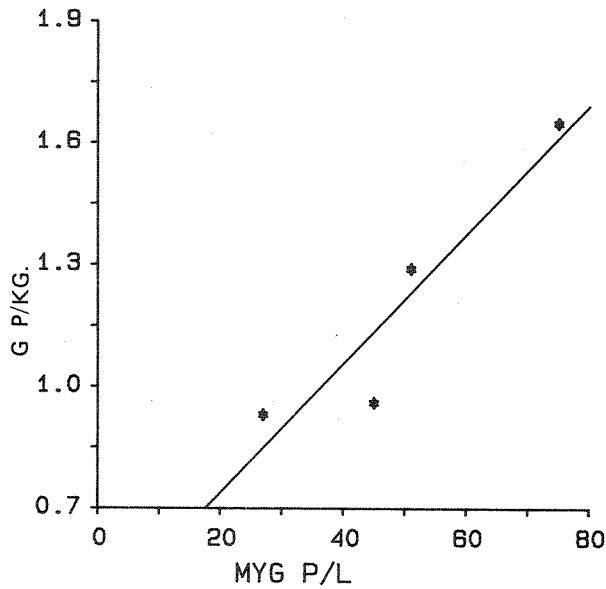
Fire-fem serier av tanganalyser er et lite materiale å basere sammenligninger på. En annen vanskelighet er at tre av tangprøvene ble innsamlet etter at hydrokjemiprogrammet var avsluttet i mai 1982. Sammenligningen har vi derfor gjort på grunnlag av aritmetiske middelveier for nitrogen og fosfor i alger for de enkelte stasjoner og tilsvarende for konsentrasjonene i overflatelaget for nærliggende hydrokjemistasjoner. Vi har sammenlignet verdier for følgende stasjoner (se figur 3 og figur 24).

st. Bi 7	mot st. G6N
st. Bi 6	mot st. G10 og G3
st. Bi 2	mot st. G2
st. Bi 8	mot st. G7

Konsentrasjonene av TOTP og TOTN i vannmassene er benyttet i regresjonsanalyser som er gjengitt i figurene 30-33. Det er beregnet fire regresjoner, hvorav den lineære er vist på figurene.

Både for blæretang og grisetang fremgår en klar ($r = 0,94 - 0,98$) sammenheng mellom konsentrasjonene av fosfor og nitrogen og tilsvarende konsentrasjoner i de omkringliggende vannmassene. Samtlige regresjonslinjer gir god beskrivelse av sammenhengen. Dette skyldes sannsynligvis at datamaterialet er så lite. Hvilke regresjonslinjer som egentlig bør anvendes, må bestemmes ut fra et betydelig større datamateriale.

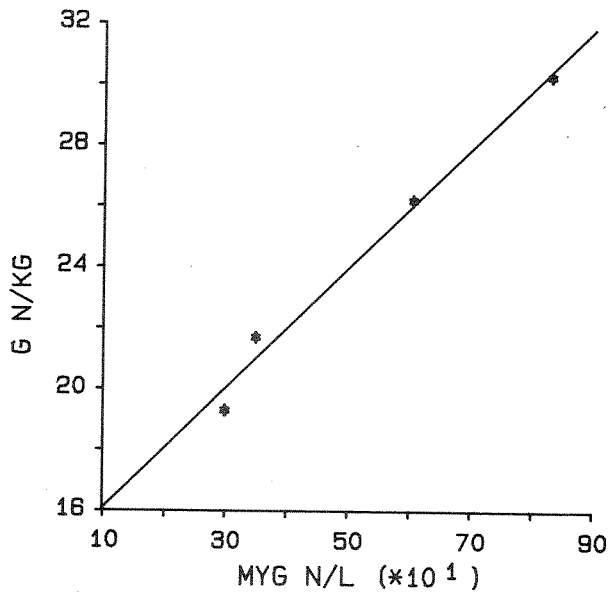
GLOMFJORD



N=4

$$Y = 0.02X + 0.42 \quad R=0.94 \quad P_{\leq} 0.100 \quad SD=0.01$$

Fig. 30. Midlere fosforinnhold (tørrvekt) i grisetang på st. Bi2, Bi6, Bi7 og Bi8 plottet mot midlere konsentrasjoner i overflaten på nærliggende hydrokjemistasjoner.

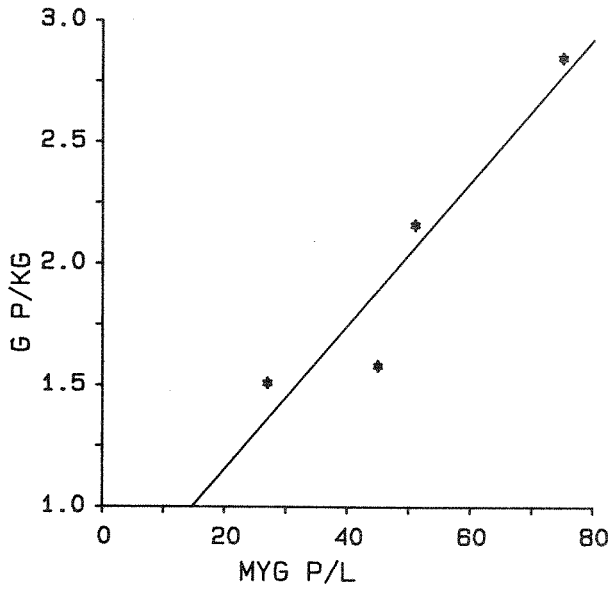


N=4

$$Y = 0.02X + 14.09 \quad R=0.99 \quad P_{\leq} 0.010 \quad SD=0.02$$

Fig. 31. Midlere nitrogeninnhold (tørrvekt) i grisetang på st. Bi2, Bi6, Bi7 og Bi8 plottet mot midlere konsentrasjoner i overflaten på nærliggende hydrokjemistasjoner.

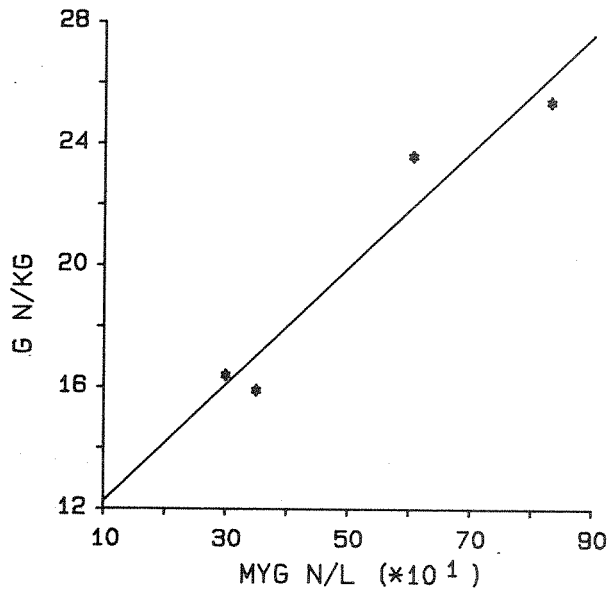
GLOMFJORD



N=4

$$Y = 0.03X + 0.56 \quad R=0.94 \quad P_{\leq} 0.100 \quad SD=0.02$$

Fig. 32. Midlere fosforinnhold (tørrvekt) i blæretang på st. Bi2, Bi6, Bi7 og Bi8 plottet mot midlere konsentrasjon i overflaten på nærliggende hydrokjemistasjoner.



N=4

$$Y = 0.02X + 10.32 \quad R=0.97 \quad P_{\leq} 0.050 \quad SD=0.02$$

Fig. 33. Midlere nitrogeninnhold (tørrvekt) i blæretang på st. Bi2, Bi6, Bi7 og Bi8 plottet mot midlere konsentrasjon i overflaten på nærliggende hydrokjemistasjoner.

4.5 Miljøgifter i organismer

Oversikt over de utførte analyser finnes i tabell 5.
Stasjonsnettet er vist i fig. 24.

4.5.1 Fluor i blåskjell og grisetang

Resultatene av fluoranalysene er vist i tabell nedenfor.

Tabell 7. Fluor i blåskjell og grisetang fra Glomfjord 1981-82, mg/kg tørrvekt.

Stasjon, dato	Art	Blåskjell		Grisetang
		Fluor	% tørrstoff	Fluor
Bi 1a	17/6-81	178	15,1	
	4/8-82	66	13,9	
Bi 1b	4/8-82	95	14,3	
Bi 2	4/8-82	23	15,6	8
Bi 6b	4/8-82	18	15,0	9
Bi 7	4/8-82			11
Bi 8	18/6-81	35	14,7	7,6
	3/8-82	21	13,8	14

Fluorinnholdet i marine organismer er et mangelfullt dekket forskningsfelt. Data fra litteraturen er samlet i forbindelse med overvåking av utslipp fra Lista Aluminiumsverk (Knutzen, 1980, 1983c (bare komplettering)). I følge disse data fra Lista og noen resultater fra Sørfjorden, Hardanger (Knutzen, 1983d) synes bakgrunnsnivåene av fluor i blåskjell og tang å være henholdsvis ca. 5-20 (40?) og 5-10 (20?) mg F/kg tørrvekt. Sannsynligvis må det ventes betydelig variasjon i bakgrunnsnivåene i kraft av at vannets fluorinnhold vil variere nær proporsjonalt med saltholdigheten. Både blåskjell og grisetang lever på steder der saltholdigheten og dermed vannets fluorinnhold spenner over et variasjonsintervall på omkring en halv størrelsesorden.

På denne bakgrunnen viser tallene fra Glomfjord sannsynlig forhøyelse i fluorinnhold bare for blåskjell fra st. Bil, dvs. nærmest utslippet.

Forhøyet fluorinnhold i blåskjell i størrelsesorden 10-15 ganger innen det aktuelle området har neppe praktiske konsekvenser av betydning så lenge det ikke er konkrete brukserinteresser innblandet. Hvis slike brukerinteresser skulle melde seg (skjelldyrking, høsting av tang til fôr) bør imidlertid forholdet kartlegges og vurderes nærmere av bl.a. helsemyndighetene. Kanskje kan registreringene også ha en viss praktisk interesse i relasjon til skjellsanking, men dette er ikke mulig å vurdere så lenge det mangler retningslinjer i Norge for fluorinnholdet i mat. Anbefalingen fra The Food and Drug Administration i USA (Anonym, 1967), om en øvre grense for fluorinnhold i fiskeproteinkonsentrat på 100 mg F/kg antyder at dette kan være et problem som det er aktuelt for norske helsemyndigheter å ta standpunkt til. I denne forbindelse kan også nevnes at skjelettforandringer kan inntre hos mennesker ved et daglig inntak på 5-8 mg F/kg (Hodge og Smith, 1965, sitert hos Borg, 1976), og videre at toleransen for fluor i fôr til kyr og svin synes å ligge på omkring 30-70 mg F/kg tørrvekt, eller muligens noe høyere. (40-150 mg F/kg tørrvekt nevnes av Arflot (1981)).

Sammenhengen mellom fluorinnhold i vann og organismer er lite undersøkt. Visse resultater kan tyde på mer enn proporsjonal økning i organismene med økende konsentrasjon i vannet (Moore, 1969, Knutzen, 1980). Antas likevel tilnærmet proporsjonal økning, fås at midlere fluorinnhold i de berørte vannmasser skulle ligge på omkring 5 mg F/l. (Bakgrunnen i Glomfjords overflatevann kan antas å være 0,5 - 1 mg F/l).

Imidlertid, ut fra utslippsdata og sannsynlig fortykning er det tvilsomt om vannets midlere fluorinnhold kan ligge så høyt som 5 mg/l ved stasjon Bila. Fra Glomfjord fabrikker har vi fått opplyst at midlere fluorkonsentrasjon i avløpsvannet vil være omkring 17 mg/l.

En middelkonsentrasjon på 5 mg F/l i den aktuelle del av fjorden tilsvarer da en primærfortynning på bare ca. 3, hvilket er usannsynlig lavt. Det er følgelig indikasjoner på at man også i Glomfjord har et eksempel på mer enn proporsjonal økning i organismers fluorinnhold.

Det kompliserer imidlertid forholdet at fluorkonsentrasjonen i avløpsvannet viser sterk variasjon (opp mot en størrelsesorden fra dag til dag). Antas manglende eller dårlig evne til å skille ut fluor, kan de høye konsentrasjonene i blåskjell heller reflektere maksimumsbelastning enn middelkonsentrasjoner. Dette bli imidlertid rent spekulativt så lenge opptaks- og utskillingshastigheter ikke er studert. (Tidligere forsøk med tang viste at praktisk talt alt fluor var bundet til uorganiske forbindelser (Knutzen og Rueness, 1972) - noe som kan tyde på liten løselighet og reaktivitet når fluor er tatt opp i organismer. Forholdet kan imidlertid vær annerledes i blåskjell).

Giftvirkninger overfor fisk og muslinger er observert ved konsentrasjoner så lavt som 5-10 mg F/l (Hemens og Warwick, 1972, Hemens et al., 1975, Wright and Davison, 1974). (Imidlertid har andre arter vist betydelig høyere toleranse; kfr. referanser i Knutzen, 1980).

Selv om det er mindre sannsynlig at giftige konsentrasjoner gjør seg gjeldende i annet enn mindre deler av Glomfjords overflatevannmasser, aktualiserer disse registreringene både en nærmere karakteristikk av avløpsvann og resipientvannet mht. fluoridinnhold, samt akkumuleringsforsøk og giftighetstester med avløpsvannet.

4.5.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell og oskjell

Resultatene av disse analyser er gjengitt i appendikstabell A6, og viser stort sett lave eller moderate konsentrasjoner.

Mens det i 1981-prøvene av blåskjell ble registrert tydelig forhøyet PAH-innhold i blåskjell fra stasjonene Bi1 (nær utslipp) og Bi3 (Fykan, nær kraftstasjon), lå konsentrasjonene i 1982-prøvene på ca. bakgrunnsnivåene i områder med bare diffus belastning (Knutzen og Sortland, 1982, og senere upubliserte data fra NIVA-undersøkelser). Størrelsesordenen av overkonsentrasjonene fra 1981 var 5-10 (20) ganger.

I motsetning til blåskjell hadde alle oskjell-prøvene fra 1981 lavt PAH-innhold. Muligens kan resultatet fra st. Bi 4, S. Nøv - totalinnhold 1 mg/kg - representere en svak forhøyelse, men kvantifiseringen av de enkelte PAH-forbindelser er ikke så pålitelig at de tillater sikre konklusjoner ut fra så små forskjeller.

Forskjellen mellom nivåene i 1981 og 1982 på st. Bi 1 er det ingen åpenbar forklaring på. Det er bare som forventet at forhøyede PAH-konsentrasjoner kan opptre i blåskjell nær områder med industriell aktivitet og/eller båt- og biltrafikk. Imidlertid kan det ikke på det nåværende grunnlag sies noe konkret om årsaken. Hvorvidt det dreier seg om episodisk belastning via utslipp eller annen virksomhet kan bare belyses ved hyppigere observasjoner. Dette kan gjøres enten ved analyser av aktuelle avløpsvann/tilsig eller blåskjellprøver. (PAH tas hurtig opp i blåskjell, men utskilles forholdsmessig langsomt. Som størrelsesorden på utskillingshastigheten kan antydes ca. 90% i løpet av 1-2 måneder).

Med hensyn til mulige kilder utenom tettsteder og den egentlige industrielle virksomhet, kan man merke seg det lave PAH-innhold i blåskjell fra st. Bi6b, som ligger nær både småbåthavn og utløp av bekk som antas å motta tilsig fra søppelfylling. Resultatet må etter omstendighetene betegnes som uventet lavt.

For fullstendighetens skyld skal nevnes at sedimentundersøkelsen viste en betydelig oppkonsentrasjon av PAH på innerste stasjon, nærmest Glomfjord fabrikk og den øvrige bebyggelsen i området (Næs, Rygg og Skei, 1982).

Som konklusjon kan sies at den moderate og tilsynelatende fluktuerende PAH-forurensning i omegnen av et par lokaliteter neppe representerer noe problem i praktisk henseende, dvs. i forhold til andre brukerinteresser, og derfor heller ikke foranlediger videre oppfølging. Det eneste man trenger å være oppmerksom på, er at også PAH kan bidra til at skjell o.a. som vokser nær fabrikkutslippet kan ha et noe forhøyet innhold av stoffer med potensielt skadelige virkninger.

4.5.3 PCB i blåskjell

De to foretatte analyser viste et innhold av PCB på:

St. Bi1a, 19/8-82: 0,32 mg/kg tørrvekt (22,6% tørrstoff)

St. Bi6b, 19/8-82: 0,20 mg/kg tørrvekt (10,7% tørrstoff)

Dette tilsvarer et høyt normalnivå i diffust belastede områder og omtrent som man har funnet ved undersøkelser foretatt i indre/ytre Oslofjord, Hvalerområdet og Langesundsfjorden i forbindelse med den samordnede inter-

nasjonale overvåking som gjøres innen rammen av Oslo- og Pariskonvensjonene mot dumping og utslipp.

Av dette følger at det er lite som tyder på lokal PCB-tilførsel av vesentlig betydning. Forskjellen mellom de to stasjoner kan antyde en avstandsgradient, men differansen er for liten til å si noe sikkert så lenge det bare dreier seg om enkeltresultater.

Konklusjonen blir at den mulige lokale PCB-belastning er liten og ut fra dagens kunnskaper neppe har praktiske konsekvenser. Eventuelle videre registreringer av PCB vil derfor måtte begrunnes mer ut fra generelle, nasjonale overvåkingsformål enn lokale hensyn. Som tidligere nevnt ga også Havforskningsinstituttets registreringer av PCB i torsk fra 1973 bare svake og usikre indikasjoner på lokal PCB-tilførsel.

4.5.4 Metaller i grisetang

For prøver innsamlet 16-186 1981 ga analysene følgende resultater (mg/kg tørrvekt):

	<u>Hg</u>	<u>Cd</u>	<u>Pb</u>	<u>Cu</u>	<u>Zn</u>	<u>Cr</u>
St. B3 (Fykan)	<0,05	0,4	1,3	26	58	<0,1
St. Bi4 (V. for S. Nøv)	0,06	0,4	1,2	25	40	<0,1
St. Bi8 (Sildvik, Mesøy)	<0,05	0,3	0,9	14	35	<0,1

Dette er lave eller moderate konsentrasjoner, som alle ligger innenfor det vanlige variasjonsområdet i områder uberørt av større punktkilder (Knutzen, 1979).

For å få en bedre kontroll på kadmiumtilførselen fra gjødselstoffproduksjonen, burde det også ha vært analysert på tang og eventuelt blåskjell fra en lokalitet nærmere utslippet. Dette bør følgelig inkluderes i en eventuell oppfølging i form av overvåking. (Ut fra foreliggende opplysninger er det imidlertid intet som tyder på vesentlig belastning hverken med kadmium eller andre miljørisikable metaller).

5. KONSEKVENSER FOR BRUKSINTERESSER

De forurensningseffektene som denne undersøkelsen har registrert, har i alt vesentlig vært effekter av overgjødsling. Generelt sett vil en økt tilførsel av plantenæringsstoffer og organisk stoff endre den biologiske produksjonen i et område. Moderate tilførsler vil medføre økt primærproduksjon og resultere i tilsvarende økning gjennom næringskjeden med økt fiskeproduksjon som endelig teoretisk resultat. Det skjer en kvantitativ, men ingen kvalitativ forandring av økosystemet, dvs. i hovedsak nøytrale eller til dels positive effekter. Når tilførselen øker over det nivå som systemet har evne til å omsette uten kvalitative forandringer, vil det kunne inntreffe negative effekter.

Det bør her innskytes at det i utgangspunktet er nærliggende å betrakte alle utilsiktede effekter som negative, idet de rommer muligheter for ukjente og/eller uønskede konsekvenser, bl.a. over tid. I forvaltningssammenheng er det vanskelig å betegne effekter som positive med mindre de er tilsiktet; dvs. at det er definert visse mål og midler.

Med dette som forbehold kan negative/positive effekter av gjødselstoffbelastning også fremstilles som funksjon av avstanden fra utslippet, figur 34.

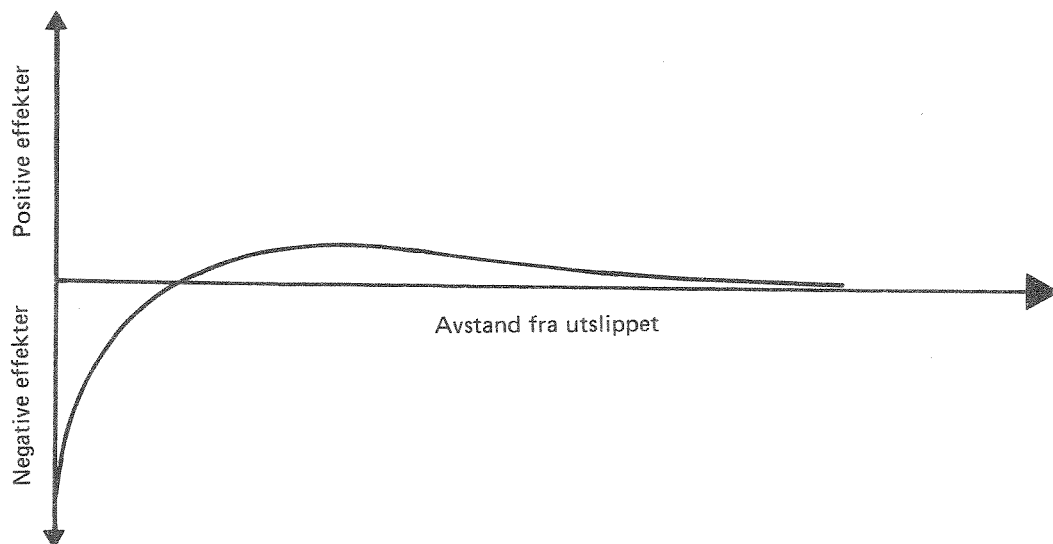


Fig. 34. Prinsskisse av skadelige og gunstige effekter ved tilførsel av næringsalter.

Vi skal oppsummere de forurenningseffektene som er registrert i fjorden og så forsøksvis vurdere hvilke konsekvenser de har for aktuelle brukerinteresser.

I det følgende gis en kort oversikt over de viktigste effekter registrert under denne resipientundersøkelsen - inkludert delrapport I, (Næs, Rygg og Skei 1982).

1. Overgjødning

- a. Frie vannmasser: *
- * Høy planteplanktonproduksjon i sommerhalvåret kan gi grumset og farget overflatevann.
 - * Sannsynligvis økt begroing på tauverk og garn.
 - * I fjordens dypvann er det mulighet for en periode med dårlige oksygenforhold om sommeren. Resten av året er oksygenforholdene gode.
- b. Strandsonen :
- * Massiv begroing med blågrønnalger 3-400 m vestover fra Glomfjord fabrikker.
 - * Massebegroing med grønnalger over og i øverste halvdel av fjæra. Markert ut til Sætvik. Avtakende ut mot Sildneset. Overrepresentasjon av grønnalger i forhold til brun- og rødalger på alle stasjoner innenfor Mesøy - Sandviksholmene.
 - * Manglende blæretang og grisetang (sannsynligvis også spiraltang og sagtang) mellom Glomfjord fabrikker og Sætvik. Blæretang og grisetang heller ikke observert mellom fabrikk og Nordre Nøv.
 - * Generell stimulans av rur, blåskjell, strandsnegl, albueskjell og purpursnegl over hele fjorden, men i noe ujevn grad.
- c. Bløtbunnsfauna: *
- * Normale samfunn, med unntak av en stasjon i indre Glomfjord, der en viss påvirkning ble registrert.

2. Fluor : Forhøyede konsentrasjoner (10-20 x) i blåskjell til en avstand av ca. 500 m fra utslippet. Mindre overkonsentrasjoner vil sannsynligvis kunne påvises lenger unna.
3. Metaller : Konsentrasjonene i sedimenter og i tang viste stort sett lave til moderate verdier.
4. Tjærestoffer (PAH) og PCB : Nær fabrikken ble det registrert forhøyede konsentrasjoner av PAH i overflatesedimenter. I blåskjell og 0-skjell var konsentrasjonene stort sett lave eller moderat forhøyede.

Hvilke konsekvenser har så disse effektene for brukerinteressene i området? Etter vårt skjønn vil gjødslingseffektene i strandsonen i denne sammenheng mest være et estetisk problem, begrenset til området innenfor Sildneset. Utover dette er det vanskelig å konkretisere hva det betyr at folks nærmiljø ikke lenger fullt ut gjenspeiler et naturlig organismsamfunn. Allmene vernesyn kan påpekes, men forblir noe filosofiske og innholdsfattige så lenge slike interesser ikke har forankring i konkrete objekter eller en opinion.

Algeproduksjonen i fjordens overflatelag kan på sitt høyeste også skape estetiske problem (misfarging av vannmassene, dårlig sikt) over hele fjorden. Begroing av tauverk, garn osv. er et praktisk problem, bl.a. av betydning for fiskeredskapenes effektivitet.

Konsekvensene av perioder med dårlige oksygenforhold for fjordens fiskebestand er vanskelig å vurdere. Man vet ikke om perioder med lave oksygenkonsentrasjoner inntreffer hver sommer, varigheten av slike perioder er lite kjent, og man vet ikke hvor lave konsentrasjonene kan bli. Ved siden av bunnfisk, kan sild og torsk være de fiskesortene som i Glomfjord er mest sårbare for dårlige oksygenforhold i dypvannet, og for disse artene er konsentrasjoner på 2-3 ml O_2 /l betenkelig lavt (se Kirkerud et al. 1983). Tilstanden bør dokumenteres bedre ved flere prøveserier og resultatene gis en fiskeribiologisk vurdering ved Havforskningsinstituttet etter drøftelser med lokale fiskerorganisasjoner.

Med unntak for muligheten av perioder med dårlige oksygenforhold i fjordens dypvann, er det etter vårt syn ikke registrert effekter som kan virke negativt på fjordens fiskebestand. Unntak kan muligens gjelde for områder i Glomfjord fabrikkers umiddelbare nærhet.

Det er ikke registrert forurensningseffekter som skulle tilsi noen forringelse av fiskens kvalitet.

Konsentrasjonene av fluor i blåskjell tilsier at skjellsanking ikke bør skje innenfor en avstand på ca. 1 km fra Glomfjord fabrikk. Enkelte høye konsentrasjoner av PAH understreker dette.

Fordi tilstanden i fjorden preges av utslippene fra Glomfjord fabrikk, vil ikke tilstanden forverres med mindre utslippene øker. Ved reduserte utslipp kan man regne med at tilstanden bedres. Vedrørende risiko for forverring på grunn av ferskvannstilførsel - se kap. 6.

Teoretisk skal en slik bedring komme nærmest umiddelbart i de frie vannmasser og overflatelaget, dvs. i form av reduserte maksimalkonsentrasjoner av planteplankton og færre tilfeller av uklart vann. Imidlertid er det med dagens kjennskap til fjorden ikke mulig å si hvor mye belastningen må reduseres med for å oppnå dette. Spørsmålet krever en tosidig angrepsmåte:

- Hyppige (ukentlige) observasjoner av vannets næringssaltinnhold og planteplanktonkonsentrasjon på en representativ midtfjordsstasjon 1-2 sommersesonger (mai-august), da det er størst mulighet for å treffe mulige tilfeller av oppbrukte næringssalter og maksimale planteplanktonkonsentrasjoner.
- Teoretiske beregninger av midlere totalkonsentrasjoner av fosfor- og nitrogenforbindelser for fjordens overflatevannmasser (utenom det primære influensområdet) ved alternative belastningsreduksjoner.

Hvis antagelsen om at det vesentlige av planteplanktonproduksjonen omsettes på vei ned gjennom vannmassen, dvs. bare i mindre grad når bunnen, skulle en betydelig belastningsreduksjon kunne gi bedre oksygenforhold i løpet av ett år.

For strandens organismesamfunn vil det i større grad være innlagt biologiske forsinkelsesfaktorer, spesielt med hensyn til samfunnenes kvalitative sammensetning. Dette skyldes primært at de mest fremtredende arter i strandsamfunnet har lengre generasjonstid enn planktonartene. Rekolonisering med flerårige arter som må antas å være blitt utkonkurrert (blåretang og grisatang på strekningen N.Nøv - Sætvik), vil ta i hvert fall 2-3 år etter at næringssalttilgangen er blitt redusert til et mer naturlig nivå. For grisatang, som ofte har vanskelig for å etablere seg når den først er blitt borte, kan det gjerne ta enda lenger tid.

Den massive begroingen med grønnalger øverst i fjærebeltet vil være mer ømfintlig for utslippsreduksjoner. (Dette gjelder i enda høyere grad masseforekomsten av blågrønnalger på strandstrekningene nærmest fabrikken.) Som nevnt må man imidlertid for de høyest voksende grønnalgenes del også regne med bidraget av gjødselstoffer som kommer luftveien. Selv om det kan ventes en forholdsvis hurtig reaksjon i form av redusert produksjonshastighet og biomassetall, demonstrerer den nåværende situasjonen i Glomfjord at man ikke uten videre kan vente betydelige kvalitative endringer.

Den mest sannsynlige utvikling i fjærebeltet i Glomfjord etter (betydelige) utslippsreduksjoner, er på kort sikt at masseforekomstene av blågrønnalger og grønnalger blir borte eller vesentlig mindre markert, og dernest at rur, blåskjell, strandsnegl og purpurnegl i mindre grad opptrer i så tette bestander som observert. Først etter noen år kan det ventes kvalitative endringer i form av at større tangarter vender tilbake på de strandstrekninger de nå mangler, og (eventuelt) at dominansen av grønnalgearter jevnført med brunalger og rødalger blir borte.

6. KONSEKVENSER FOR FJORDENS TILSTAND AV ENDRET FERSKVANNSTILFØRSEL

6.1 Bakgrunn

Glomfjord får sin største tilførsel av ferskvann ved utslippet fra Glomfjord kraftstasjon. I forbindelse med Svartisenutbyggingen vil det vesentligste av dette vannet bli overført til en ny kraftstasjon ved Holandsfjorden, lenger sør. Etter opplysninger fra NVE er fjordens midlere ferskvannstilførsel nå ca. $30 \text{ m}^3/\text{s}$, og vil bli ca. $4-5 \text{ m}^3/\text{s}$ etter utbyggingen.

På grunnlag av beskrivelsen av vannutskiftning, vannkvalitet og biologiske forhold foran i rapporten, vil vi kort omtale de endringer som kan ventes ved redusert ferskvannstilførsel. Omtalen må i hovedsaken være kvalitativ. Rammen for dette arbeidet gir ikke rom for utarbeidelse av modeller som eventuelt kan gi sikrere opplysninger om størrelsen av endringene. Vurderingen baserer seg på midlere forhold, mens det er klart at f.eks. vannutskiftning og vannkvalitet fortsatt vil variere mye over året.

6.2 Konsekvenser for vannutskiftningen i overflatelag og intermediært vannlag

For overflatelaget vil redusert ferskvannstilførsel bety:

I Økt saltholdighet og redusert lagdeling

Saltholdigheten øker sannsynligvis med 2-3 o/oo. Tykkelsen av overflatelaget (brakkvannslaget) vil avta fra vanligvis 1-2 m nå til 0,5-1,5 m. Redusert lagdeling betyr at de vertikale blandingsprosesser øker, og antall tilfeller da vind bryter ned lagdelingen kan øke betydelig.

II Endret strømsystem og redusert vannutskiftning

Beregningene i kap. 2.2 tyder på at den i middel utgående brakkvannsstrømmen er den viktigste vannutskiftningsmekanismen i overflatelaget. Brakkvannsstrømmen vil bli endret både på grunn av redusert ferskvannstilførsel og fordi lagdelingen mellom overflate-lag og intermediært vannlag endrer seg. Overslagsberegninger antyder at brakkvannsstrømmen ved en ferskvannstilførsel på ca. $5 \text{ m}^3/\text{s}$ gjennomgående blir 50-70 % mindre enn nå.

For den totale vannutskiftningen i overflatelaget antyder dette om lag en halvering.

Både lokale observasjoner og data fra denne resipientundersøkelsen tyder på at brakkvannsstrømmen er særlig sterk på nordsiden av fjorden. I forhold til resten av fjorden blir vannutskiftningen her sterkest berørt ved en reduksjon av ferskvannstilførselen.

III Vannutskiftningen mellom overflatelag og ca. 20 m dyp blir redusert

Mangel på strømmålinger gjør at beregningene i kap. 2.3 er beheftet med stor usikkerhet. Men de tyder klart på at den estuarine sirkulasjonen (inngående sjøvannsstrøm) gir et vesentlig bidrag til vannutskiftningen mellom overflatelaget og anslagsvis ca. 20 m dyp. Som for overflatelaget vil konsekvensene av redusert ferskvannstilførsel for denne vannmassen være at vannutskiftningen reduseres med 30-50 %. Dypere nede vil endringene være neglisjerbare.

6.3 Konsekvenser for vannkvaliteten i overflatelag og intermediært vannlag

Med vannkvalitet mener vi i denne sammenheng konsentrasjoner av fluor, fosfor- og nitrogenforbindelser, samt siktedyp.

Betrakter vi fortynningsprosessene alene og antar stasjonære forhold, kan konsentrasjonen C av et stoff som slippes ut i fjorden fremstilles ved

$$C = \frac{Q_{ut}}{V}$$

der Q_{ut} = mengde som slippes ut pr. tidsenhet (mg/s)

V = vannutskiftning i overflatelaget (m^3/s).

Av dette følger at ved $Q_{ut} \approx$ konstant, vil konsentrasjonen (C) øke når vannutskiftning (V) avtar. Sett i forhold til vurderingene under kap. 6.2, kan man generelt si følgende om effektene:

1. Transporten av plantenæringssalter utover langs fjordens nordside vil avta, muligens også blir konsentrasjonene her noe lavere.
2. Konsentrasjonene i resten av fjorden vil øke. Spesielt merkbart blir økningen i den indre delen (f.eks. innenfor Sætvik). Grunnen er at transporten utover langs nordsiden og vannutskiftningen generelt avtar (oppholdstiden øker), og horisontale blandingsprosesser får virke over relativt lenger tid.
3. Størrelsen av konsentrasjonsøkningen i overflatelaget vil variere både i tid og i rom, og må beregnes ved bruk av modeller. Men antydningvis kan nevnes 25-40 % økning av konsentrasjonene.
4. Konsekvensene med hensyn til fluor i blåskjell (kap. 4.5.1) er vanskelig å vurdere, men er sannsynligvis små utover det som allerede er registrert.
5. Eventuelle konsekvenser for planteplanktonsamfunnet og primærproduksjonen i fjorden er det på nåværende stadium ikke grunnlag for å vurdere. Men det er grunn til å merke seg at fjorden sannsynligvis allerede er overgjødslet i den forstand at der er mer plantenæringssalter enn de tilstedeværende planteplanktonbestander vanligvis klarer å nyttiggjøre seg.
6. Det er ikke mulig å si noe sikkert om tilstanden i Meløy- og Mesøyfjorden vil bli endret. For sommerhalvåret kan det teoretisk tenkes at konsentrasjoner av fosfor og nitrogen blir noe lavere enn nå. Men dette forutsetter at planteplanktonet inne i selve Glomfjord klarer å utnytte det økte næringstilskuddet, og det synes som nevnt sjelden å være tilfellet.

6.4 Konsekvenser for oksygenforholdene i dypvannet

Hvis den planlagte reduksjonen av ferskvannstilførselen skal få konsekvenser for oksygenforholdene i dypvannet, vil det skyldes to forhold - hver for seg eller sammen:

- Økt primærproduksjon i indre fjords vannmasser
- Lenger oppholdstid medfører at biomassen i større grad enn før synker ned i intermediært vannlag og dypvannet før transporten ut av fjorden får virke.

Hva som vil skje kan det nå ikke sies noe om. Det er tvilsomt om data-materialet for resipientundersøkelsen strekker til om man skal forsøke å besvare disse spørsmål.

6.5 Konsekvenser for organismesamfunnene i strandsonen

Fordi det er uvisst hvordan konsentrasjonene av plantenæringsalter på fjordens nordside vest for Glomfjord fabrikk endres, kan det vanskelig sies noe om eventuelle effekter på organismesamfunnene i dette området.

I resten av fjorden - spesielt på sørsiden i indre del - kan man vente at næringssaltkonsentrasjonene i overflatelaget vil øke. Resultatet kan bli økt forekomst av grønnalger og redusert forekomst av blæretang og grisetang.

Også for gruntvannssamfunnets del er prognosemulighetene begrenset, fordi det ikke er sikkert kjent om vekstbegrensning ved oppbruk av næringsalter kan inntreffe i perioder.

7. LITTERATUR

- Anonym. 1967. Whole fish protein concentrate. Federal Register. Washington, D.C. 2/2 1967. s. 1173.
- Berglind, L. og Gjessing, E. 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 27/3 1980. 49 s.
- Bokn, T. 1979. Use of Benthic Algae Classes as Indicators of Estuarine and Marine Waters. S. 138-146 i The Use of Ecological Variables in Environmental Monitoring. Rapport PM 1151 (1979) fra Sveriges Naturvårdsverk.
- Bokn, T. og Lein, T.E. 1978. Long-term change in furoid associations of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. J. Bot.* 25: 9-14.
- Borg, H. 1976. Ekologiska effekter av fluorider. En litteraturöversikt. Statens Naturvårdsverk. SNV PM 707, mars 1976, 60 s.
- Braaten, B. og Sætre, R. 1973. Oppdrett av laksefisk i norske kystfarvann. *Fisken og Havet*, serie B. Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, Bergen.
- Chapman, A.R.O. og Craigie, J.S. 1977. Seasonal growth in Laminaria longicruris: Relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Marine Biology* 40 : 197-205.
- Chaumont, J.P. 1978. Variation de la teneur en composés azotés du Rhodomenia palmata Grev. *Botanica Marina* 21 : 23-29.
- Erga, S.R. og Sørensen, K. 1982. Petrokjemianlegg på Kårstø. Primærproduksjon februar - november 1981. Bind I-II. NIVA-rapport 0-80070. Oslo
- Feldner, R. 1976. Untersuchungen über die eutrophierende Wirkung einiger Nährstoffkomponenten häulicher Abwässer auf Benthosalgen der Kieler Bucht (westliche Ostsee). Doktorgradsavhandling ved Institut für Meereskunde. Christian-Albrechts-Universität Kiel. 134 s. Upubl.

- Gausdal, T. 1972. Hydrografiske forhold i Vestfjorden i februar-mars. Hovedfagsoppgave ved Universitetet i Oslo.
- Hemens, J. og Warwick, R.J. 1972. The effect of fluoride on estuarine organisms. *Wat. Res.* 6: 1301-1308.
- Hemens, J., Warwick, R.J. og Oliff, W.D. 1975. Effect of extended exposure to low fluoride concentration on estuarine fish and crustacea. *Prog. Wat. Tech.* 7: 579-585.
- Ho, Y.B. 1981. Mineral element content in Ulva lactuca L. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal water. *Hydrobiologia* 77: 43-47.
- Hodge, H.C. og Smith, F.A. 1965. Fluoride Chemistry. Vol IV. Academic Press Inc. New York/London.
- Holmen, S.A. 1978. Tilførsler av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra nedbør, skog, snaufjell og jordbruk. NIVA-rapport A2-32. Oslo.
- Iversen, P.E. 1981. Benthosalgevegetasjon i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Del I Generell Del, 157 s. og Del II Systematisk og floristisk del, 173 s. Hovedfagsarbeide i marin botanikk. Vårsemesteret 1981. Univ. i Oslo. Upublisert.
- Jacobson, P.J., McClimans, T.A. og Thendrup, A. 1982. Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Del 1. Dominerende fysiske prosesser i fjorder og kystfarvann. NHL-rapport nr. 283033. Trondheim.
- Jønsson, E. 1966. The determination of Kjeldahl nitrogen in natural waters. *Vattenhygien* 23 (1): 10-14.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. og Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of Fucus vesiculosus at Tvärminne, South East coast of Finland in 1977-81. *Acta Bot. Fennica* 118: 1-27.
- Knutzen, J. 1979. Benthosalger og moser som metallindikatorer. VANN 2 (1979): med tilføyelse av rettelse i VANN 1 (1980): 149.

- Knutzen, J. 1980. Effekter av fluorid og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra et aluminiumsverk med sjøvannsvasking av røykgass. (Effects of fluorid and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from the seawater scrubber effluent of an aluminium smelter) S. 69-75 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning, årbok 1979. Oslo 1980, 109 s.
- Knutzen, J. 1983a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. NIVA-rapport 0-68019. Oslo 25/8 1983, 23 s.
- Knutzen, J. 1983b. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000309. Oslo. 12/12 1983. 43 s.
- Knutzen, J. 1984a Effekter på fastsittende alger. Kap. 6 i NIVA-rapport 0-81006. Vurdering av rensekrav til sjøresipienter. Rapport nr. 7: Effekter av tilførsler av plantenæringsstoffer og organisk stoff. (Prosjektleder: J. Molvær. Forfattere: J. Magnusson og medarb.). Oslo, Januar 1984.
- Knutzen, J. 1984b Basisundersøkelse i Ranafjorden, en marin industriresipient. Delrapport IV. Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang. 1980-1981. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000310. Oslo. Januar 1984.
- Knutzen, J. og Rueness, J. 1972. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Undersøkelser av biologiske forhold ved Husebysanden 1970-71. NIVA-rapport 0-19/68 I. April 1972. 25 s.
- Knutzen, J. og Sortland, B. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16 (4): 421-428.
- Korrfelt, R.-A. 1982. Relation between nitrogen and phosphorus content of macroalgae and the waters of Northern Øresund. Botanica Marina 25 : 197-201.

- Kremer, B.P. 1975. Physiologisch-chemische Charakteristik verschiedener Thallusbereiche von Fucus serratus. Helgoländer wiss. Meeresunters., 27: 115-127.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. og Tangen, K. 1982: Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 1981. NIVA-rapport 0-71160. Oslo.
- Loeng, H. 1978. Hydrografiske forhold i Skjomen i perioden 1974-1976. Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser, Oslo.
- Magnusson, J. 1976. Resipientundersøkelse i Korsviksfjorden, Kristiansand. NIVA-rapport 0-110/74. Oslo.
- Molvær, J. og Bakke, T. 1982. Rutineovervåking Borgundfjorden 1981. NIVA-rapport 0-8000307. Oslo.
- Moore, D.J. 1969. A field and laboratory study of fluoride uptake by oysters. Water Resources Research Institute of the Univ. of N. Carolina. Rep. No. 20, 13 s.
- Munda, J.M. og Kremer, B.P. 1977. Chemical composition and physiological properties of fucoids under conditions of reduced salinity. Marine Biology 42: 9-15.
- Næs, K., Rygg, B., og Skei, J. 1982. Basisundersøkelse i Glomfjord. Delrapport I. Sedimenter, bløtbunnsfauna og partikler i vann. NIVA-rapport 0-8000316. Oslo.
- Ofstad, E. Bauman, Lunde, G., Martinsen, K. and Rygg, B. 1978. Chlorinated Aromatic Hydrocarbons in Fish from an Area polluted by Industrial Effluents. The Science of the Total Environment, 10 (1978) 218-230.
- Omang, S.H. 1971. Determination of mercury by flameless atomic absorption. Anal. Chem. Acta 53, 415.
- Paus, P. 1972. Bomb decomposition of biological materials. Atomic Absorption Newsletter ol. 11, 129.

- Paus, P. 1973. Determination of some heavy metals in seawater by atomic absorption spectroscopy. *Z. Anal. Chem.* 264, 118-122.
- Rueness, J. 1977. *Norsk Algeflora*. Universitetsforlaget, Oslo. 266 s.
- Riley, J.P. 1961. *Anal. Chim. Acta* 25: 179.
- Ryther, J.H. and Dunstan, W.M. 1971. Nitrogen, phosphorus and Eutrophication in the Coastal Marine Environment. *Science* Vol. 171.
- Sakshaug, E., Andersen, K., Myklestad, S. og Olsen, Y. 1983. Nutrient status of phytoplankton communities in Norwegian water (marine, brackish and fresh) as revealed by their chemical composition. *J. Plankton. Res.* 5: 175-196.
- Schei, B. 1974. Phytoplankton investigations in Skjomen, a fjord in North Norway, 1970-1971. - *Astarte* 7, 43-59.
- Sivertsen, B., 1982. Meteorologi og luftkvalitet i Glomfjord 1980-82. NILU-rapport nr. 42/82. Lillestrøm.
- Statens institutt for folkehelse (SIFF) 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Revidert utgave nov. 1976, Oslo.
- Svendsen, H. 1977. A study of the circulation in a sill fjord on the west coast of Norway. *Marine Sci. Comm.*, 3 (2), 151-209.
- Topinka, J.A. og Robbins, J.W. 1976. Effects of nitrate and ammonium enrichment on growth and nitrogen physiology in *Fucus spiralis*. *Limnol. Oceanogr.* 21 (5): 659-604.
- Wachenfelt, T. von, 1975. 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 - Askö area, Northern Balthic proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm 25: 1-210.
- Wheeler, P.A. og North, W.J. 1981. Nitrogen supply, tissue composition and frond growth rates for Macrocystis pyrifera off the coast of Southern California. Marine Biology 64: 59-69.
- Wiik, Ø. 1981. Supralittorale og littorale blågrønnalgesamfunn i indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave i marin botanikk, Universitetet i Oslo, vårsemesteret 1981. 206 s + kart. Manuskript.
- Wright, D.A. og Davison, A.W. 1974. Fluoride in marine animals. Mar. Poll. Bull. 5 (6): 119-121.
- Arflot, O. 1981. Fluor og fluorider hos mennesker, dyr og planter. Landbruksforlaget, Oslo, 198 s.

A P P E N D I K S 1

Biologiske observasjoner og data

Tabeller A1 - A6

Tabell A1. Arter av fastsittende alger og lav registrert i Glomfjord og Nordfjord (St. Bi 11) i 1981 (dykkerundersøkelse) og 1982 (bare fjærebeltet). Subjektiv skala for mengdeangivelse: Hyppig: 3, Vanlig: 2, Sparsom/sjelden: 1, Forekommer (ingen mengdebedømmelser): x.

Stasjon, år Arter	Bi 1		Bi1b	Bi 2		Bi 3		Bi 4		Bi 5		Bi 6a		Bi6b	Bi 7		Bi 8		Bi 9	Bi11
	81	82	82	81	82	81	82	81	82	81	82	81	82	82	81	82	81	82	82	81
GRØNNALGER																				
Acrosiphonia cf. arcta					2	2	2	2	2		2	2	2/3	2	2	2	2	2	2	
A. cf. centralis					2	1/2														
A. cf. sonderi							1													
Blidingia minima	3	x	1/2	2/3	2	3	2	2	2		1/2	3	1/2		2	1/2	1/2		1/2	
B. minima var. ramifera					x							x	3							
Cf. Capsosiphon fulvescens	1																			
Cf. Chaetomorpha capillaris	1/2	1/2		1	2	2	1		2		2	1/2	1/2	1/2	1/2	1	1	1/2	2	2
Cladophora rupestris - grønn dusk				2	2															
Cf. Cladophora sericea		1																		
Enteromorpha cf. compressa gr.																1/2		1	1	
E. cf. flexuosa gr.																				
E. cf. intestinalis gr. famgrønne			2				1	2		1/2			1/2							
E. cf. linza gr.							1									1/2				1
E. cf. prolifera gr.							2		1/2		2	2	2				1		1/2	1/2
Enteromorpha sp.					x															
Monostroma sp. 1)	1			2					2		2		3	2	2	2				1/2
Prasiola stipitata	2/3	3	3	1/2	2/3	1/2	1						3	3	2	2				1
Spongomorpha sp.																				1/2
Ullothrix spp. 2)	3	2	1	1	2	2	2	2	1/2		1		3	3	2	2	1/2			1
Ulva lactuca - havsalat	1					1/2	2	2	2	1/2			1	1	23)	2	2	1	1/2	1/2
Ulvaria obscura var. blyttii	3	2			2		2	2	2/3	2	2	2	2	2		1/2	2	1		
Urospora penicilliformis	1	1		1			2		1				2	1/2		1/2	1	1		
Antall grønnalger (begge år)	10		-	12		13		9		6		14		-	13		10		8	2
Derav i fjærebeltet	10		-	12		13		9		6		14		-	13		10		8	2
BRUNALGER																				
Alaria esculenta - butare	1/2	x			x								1	1/2						1
Ascophyllum nodosum - griselang				3	3	2	2/3	2	1/2	2	2	2/3		2	2/3	2	3	2	3	3
* Chorda filum - vanlig marøtang					2		2	1/2	2		2						1		1	
Chordaria flagelliformis - strandtagl	1				1	2	1/2	1/2	2		1/2	1/2	2				1	1/2	1/2	
* Desmarestia aculeata - kjerringhår																				1
Dictyosiphon foeniculaceus					1/2		1/2		2		1/2	1/2	1/2				1	1/2	1/2	2
Ectocarpus cf. fasciculatus							2		2											2
E. cf. siliculosus							2													2
Ectocarpus sp.		1/2			1		2						1/2							1
Elachista fucicola				1/2	2	2	2	1/2	2						1	2	1	1/2	2	2
Fucus vesiculosus - bløretang				2	2	2	2	3	2	2	2			1/2	1/2	1/2	1/2	2	2	2
Fucus vesiculosus f. vadorum																				2
Fucus serratus - sagtang				2	2/3	1/2	2		1/2					1/2	1/2	1/2		1/2	2	2
* Halidrys siliquosa - skulpetang																				1
Isthmoplea sphaerophora				2																
* Laminaria hyperborea - stortare	3					2		x							1/2		2			2
* L. digitata - fingertare	2			x																
* L. saccharina - sukkertare		1		x	x	1/2	2		x	1/2	2	1	1/2	2		1		1	1	
Petalonia fascia	1																			
Pelvetia canaliculata - Sautang				1/2	1/2			1	1		1/2				1	1	1/2	2	1/2	3
Pilayella littoralis	3	3		2	2/3	3	2	3	3						2		1/2	2	3	2
Scytosiphon lomentaria												1							1	
Antall brunalger (begge år)	8		-	14		11		13		7		6		-	10		12		11	10
Derav i fjærebeltet	5			10		8		9		5		5		-	8		9		11	7

* Bare eller vesentlig fra under fjærebeltet.

Tabell A1. (fortsatt)

Arter	Stasjon, år		Bi 1	Bi1b	Bi 2		Bi 3		Bi 4		Bi 5		Bi 6a		Bi6b	Bi 7		Bi 8		Bi 9	Bi 11	
	81	82	81	82	81	82	81	82	81	82	81	82	81	82	82	81	82	81	82	82	81	
RØDALGER																						
Aerochaetium sp.																	1					
Audouinella sp.		2							1											1		
*Bonnemaisonia hamifera (sporofytt)	2										1											
Chondrus crispus - krusflik	1/2	1			1/2	2	1		1/2	1	x	1	1				1			1/2	1	1
Corallina officinalis																	1					1/2
*Dilsea carnosa - kjøttblad	2																1		1			
Dumontia incrassata	1	2				2	2	1									2					
*Euthora cristata	2						2															
Gigartina stellata - vorteflik	3	3			2/3	2	1	2	3	2	x	2	3	3	3	3	3	3	2/3	2	2	1
Hildenbrandia rubra - fjærebled	2	2			2	2	1/2	1	2	1				1/2	1	1	2	2	2	1/2	2	2
*Lithothamnium glaciale	2				2	2	2	2	1	2	x						1		1	1	1	2
Palmaria palmata - søl	2								1	2							1		1/2	1	1	1
*Phycodryus rubens - eikeving	3						2		2								1		2/3			2
*Phyllophora truncata																						1/2
Phymatolithon lenormandi	2				2	2	3		1/2			2/3					3	2	2/3	2	2	3
Phymatolithon sp.									x													
Polysiphonia lanosa										1/2								1/2		2	1	1
*P. urceolata										2							1					
*Porphyra cf. leucosticta													?								1	1
*P. miniata	2					x			1	1												
P. purpurea	2				3	2	x	2	1	2/3	2/3	2/3	2	2/3	1/2	1/2	2	2	2	2	2/3	
P. umbilicalis - fjærehinne																						
*Ptilota plumosa - draugfjær	1								x								1		2/3			
Rhodochorton purpureum																	1/2					
*Turnerella pennyi																						
Antall rødalger (begge år)	14				8			10		13		7		5	-		15		14		7	8
Derav i fjærebeltet	8				7			7		9		5		5	-		10		7		7	4
Samlet antall arter (begge år)	32				34			34		35		20		25			38		36		29	20
Derav i fjærebeltet	23				29			28		27		16		24			31		26		26	13
%-andel av grønnalger (G) G: brunalger (B) og rødalger (R) B: hhv. for bare fjærebeltet og R: totalt	43/31 22/25 34/44				41/35 35/41 24/24			46/38 29/32 25/30		33/26 33/37 33/37		38/30 31/35 31/35		58/56 21/24 21/20			42/34 26/27 32/39		38/28 35/33 27/39		31/28 42/48 27/24	15/10 54/50 31/40
BLAGRØNNALGER																						
Calothrix scopulorum							x	1		1							1		1			
Gloeocapsa crepidinum		1	1/2				x	1		1				2/3			1		1			
Microcystis minuta var. aeruginosa								1						1								
Oscillatoria nigroviridis														1								
Phormidium autumnale								1						1								
P. corium								2														
P. fragile								1														
Plectonema battersii		1						1						2			1		1			
P. norvegicum								1														
Spirulina subsalsa								1	1/2											1		
Div. trådformede								x														
LAV																						
Caloplaca cf. marina		1						1/2					1/2						1		1/2	2
Verrucaria marina	2	2			2	2	2	2	2	1/2	2	2	2	2	1/2		1/2	1/2	1/2	2	2	3
Xanthoria parietina		1																			2	2
Nedre grense for algevekst (m)	28	-	-	-	-	-	24	-	28	-	-	-	-	-	-	-	>30	-	32	-	-	~30

1) Monostroma cf. arcticum og Monostroma cf. grevillei
 2) Tråder av sterkt varierende bredde. Som regel dominans av Ulothrix cf. flacca, men ofte også vanlig med Ulothrix cf. pseudoflacca
 3) Ikke prøve. Muligens Ulvaria.

Tabell A2. Alfabetisk liste over dyr registrert i Glomfjord og Nordfjord ved dykkerundersøkelse (D) og fjærebeltobservasjoner (F) 1981-1982. Fo: Fotostasjon. Subjektiv bedømmelse etter skalaen: Hyppig : 3, Vanlig : 2, Sparsom/sjelden : 1, Forekommer (ingen mengdeangivelse) : x. Norske navn på viktige arter.

Arter	Bi 1		Bi 2		Bi 3		Bi 4		Bi 5		Bi 6a		Bi 6b	Bi 7		Bi 8		Bi 9	Bi 11
	81 D	82 F	81 F	82 F	81 D	82 F	81 D	82 F	81 Fo	82 F	81 (D)	82 F	82 F	81 D	82 F	81 D	82 F	82 F	81 D
<i>Acanthocardia echinata</i>																			
* <i>Acmaea tessulata</i>								x									x		
<i>Acmaea</i> sp.			x	x						x							x		
<i>Arenicola marina</i> - fjæremark	2													x					
<i>Asterias rubens</i> - korstroll					x		2/3		x			x		x					1/2
<i>Balanus balanoides</i> - fjærerur	1/2	2/3	1		2/3	2	3	2/3	3	3	3	3	3	3		3	2/3	3	2
<i>B. improvisus</i> - skipsrur							1												
* <i>Bolocera tuedia</i>					x		1											2	
Bryozoa indet.			x			x						x							
* <i>Buccinum undatum</i> - kongssnegl																	2		
* <i>Calliactis parasitica</i>														x			2		
<i>Carcinus maenas</i>																			
* <i>Ceramaster granularis</i>																			
* Chitonidae indet.																			x
* <i>Chlamys varia</i>							x												x
* <i>Corymorpha nutans</i>							x												
* <i>Cyprina islandica</i>														x					
<i>Dynamena pumila</i>			2																x 1
* <i>Echinus esculentus</i> - sjøpinnsvin	1				x		2							2		1/2			2
* <i>Ensis siliqua</i>																			
<i>Gammarus</i> spp.					x		x					x		x					
Hydroidea indet.				x															
<i>Idothea</i> spp.														x					
<i>Littorina littorea</i> - vanl. strandsnegl	3	2	1/2	2/3	1	2	3		2	2/3	2		2/3	2		2	2	2	2
<i>L. obtusata</i> - butt strandsnegl							1/2								1	1/2	x	1/2	
<i>L. saxatilis</i> - ru strandsnegl	3	x	1/2	2	1/2		2	2	2	2	2	2	1/2	3	1	2	2	2	
* <i>Modiolus modiolus</i> - oskjell							2							2	x	2/3			2
* <i>Mya arenaria</i>																			
<i>Mytilus edulis</i> - blåskjell	3	3	3	3	2	3	3	3	2/3	1/2	x	2/3	2	x	1/2	1/2	1/2	2	1
* <i>Nassarius reticulatus</i>									x										
<i>Neptunea despecta</i>																	1/2		
* <i>Ophiopholis aculeata</i>					x														x
* <i>Ophiura albida</i>							2												
* <i>Pagurus</i> spp.																			
<i>Patella vulgata</i> - albuskjell	1						1/2	2	2	2/3			2	x	x	1/2	1/2	2	2
* <i>Polychaeta</i> indet.					x														
* <i>Pomatoceros triqueter</i>								3						x					2
* <i>Serpula vermicularis</i>																			2
* <i>Solaster endeca</i>								1											
<i>Spiroboris</i> sp.				2															
* <i>Stichastrella rosea</i>										x					x			2	x
* <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>								3			3			2/3	1/2	2/3	x		
Drøbakkråkebolle																			
<i>Teredo</i> sp. - pelemark							x	1	2	2	2/3		2/3	3	3	3	3	1	
<i>Thais lapillus</i> - purpurnegl																			
Antall arter 1981-1982	7	4	7	6	10	4	20	7	8	8	6	5		17	10	25	9		
Totalt antall arter	7		9		11		22		10		8		6	20		26		11	15
Derav i fjæra	5		9		7		11		8		5		6	10		10		11	6

* Bare eller vesentlig sublittoralt (under fjærebeltet).

Tabell A3. Innhold av tørrstoff (T), fosfor (P) og nitrogen (N) i Ascophyllum nodosum (grisetang) fra Glomfjord 1981-82, enkeltverdier, middel (M) og standardavvik (S) for hver stasjon.
(Stasjonsrekkefølge fra innerst i fjorden og utover, kfr.fig.24)

Stasjon	Dato	T mg/g	P mg/g tørrst.	N mg/g tørrst.	N: P
Bi 3 Fykan (kraftst.)	23/9-81	399	0,66	13,0	19,7
	23/2-82	354	1,46	15,9	10,9
	1/6-82	198	1,05	16,0	15,2
	5/8-82	428	0,58	13,4	23,1
	2/11-82	252	0,93	17,5	18,8
	M	326	0,94	15,2	17,5
	S	98	0,35	1,9	4,7
Bi 2 N.Nøv	23/9-81	401	0,77	14,0	18,2
	23/2-82	401	1,34	17,2	12,8
	1/6-82	263	1,19	17,7	14,9
	4/8-82	495	0,81	13,7	17,0
	3/11-82	288	0,78	17,1	21,9
	M	370	0,98	15,9	17,0
S	95	0,27	1,9	3,4	
Bi 6 Sætvik	23/9-81	376	1,23	24,6	20,0
	1/3-82	406	2,24	24,0	10,7
	1/6-82	272	1,71	22,2	13,0
	6/8-82	516	1,51	26,2	17,4
	5/11-82	298	1,56	30,0	19,2
	M	374	1,65	25,4	16,1
S	97	0,37	2,9	4,0	
Bi 7 Sildneset	23/9-81	418	0,98	23,2	23,7
	1/3-82	461	1,69	26,3	15,6
	1/6-82	293	1,66	22,6	13,6
	4/8-82	486	1,03	20,8	20,2
	3/11-82	309	1,09	24,9	22,8
	M	393	1,29	23,6	19,2
S	88	0,35	2,1	4,4	
Bi 8 Sildvik, Mesøy	23/9-81	460	0,78	12,6	16,2
	2/3-82	449	1,14	17,3	15,2
	1/6-82	238	1,23	17,9	14,6
	3/8-82	463	0,54	14,9	27,6
	4/11-82	308	0,98	19,1	19,5
	M	384	0,93	16,4	18,6
S	104	0,28	2,6	5,4	
Bi 10 Risvik, Meløy	2/3-82	534	0,96	18,4	19,2
	1/6-82	345	1,11	16,4	14,8
	3/8-82	431	0,51	11,6	22,7
	4/11-82	338	0,90	13,6	15,0
	M	412	0,87	15,0	17,9
	S	92	0,26	3,0	3,8
Alle stasjoner	M	375	1,12	18,7	17,7
	S	91	0,40	4,9	4,1

Tabell A4. Innhold av tørrstoff (T), fosfor (P) og nitrogen (N) i Fucus vesiculosus (blåretang) fra Glomfjord 1981-82, enkeltverdier, middel (M) og standardavvik (S) for hver stasjon (Stasjonsrekkefølge fra innerst i fjorden og utover, kfr.fig. 24)

Stasjon	Dato	T mg/g	P mg/g tørrst.	N mg/g tørrst.	N : P
Bi 3 Fykan (kraftst.)	23/2-82	397	1,70	20,7	12,2
	1/6-82	206	1,95	25,0	12,7
	5/8-82	229	1,25	21,6	17,3
	2/11-82	343	1,42	18,7	13,2
	M	294	1,58	21,5	13,9
	S	91	0,31	2,6	2,3
Bi 2 N.Nøv	1/6-82	262	1,63	23,0	14,1
	4/8-82	282	1,53	21,0	13,7
	2/11-82	289	1,56	21,1	13,5
	M	278	1,57	21,7	13,8
	S	14	0,05	1,1	0,3
Bi 6 Sætvik	1/3-82	399	3,98	27,3	7,0
	1/6-82	315	2,65	32,3	12,2
	6/8-82	465	2,26	30,5	13,5
	3/11-82	317	2,52	30,9	12,3
	M	374	2,85	30,3	11,3
	S	72	0,77	2,1	2,9
Bi 7 Sildneset	1/3-82	367	2,68	25,3	9,4
	4/8-82	420	1,88	30,3	16,1
	3/11-82	292	1,93	23,0	12,0
	M	360	2,16	26,2	12,5
	S	64	0,45	3,7	3,4
Bi 8 Sildvik, Mesøy	2/3-82	468	2,24	22,4	10,0
	1/6-82	393	1,90	21,1	11,1
	19/8-82	523	0,91	17,3	19,0
	4/11-82	335	0,97	16,2	16,7
	M	430	1,51	19,3	14,2
	S	83	0,67	3,0	4,3
Bi 10 Risvik, Meløy	2/3-82	470	1,72	21,5	12,5
	1/6-82	320	1,58	20,2	12,8
	3/8-82	337	1,23	18,4	15,0
	M	376	1,51	20,0	13,4
	S	82	0,25	1,6	1,4
Alle stasjoner	M	354	1,88	23,2	13,2
	S	84	0,69	4,6	2,7

Tabell A5. Fosfor- og nitrogeninnhold i Ascophyllum nodosum (grisetang) fra stasjon G8 Mesøy og stasjon G10 Meløy 4/11 1982, ved analyse av 10 enkeltteksemplarer fra hver stasjon.

Stasjon/prøvenr.		Tørrstoff mg/g	P, mg/g tørrstoff	N, mg/g tørrstoff	N : P
G 8 Mesøy	1	370	0,79	17,6	22,3
	2	293	0,83	15,4	18,6
	3	320	0,92	15,5	16,8
	4	395	0,89	9,0	10,1
	5	317	0,84	11,7	13,9
	6	340	0,77	13,6	17,7
	7	363	0,86	13,9	16,2
	8	349	0,87	16,7	19,2
	9	319	0,90	17,4	19,3
	10	336	0,80	15,6	19,5
	M	340	0,85	14,6	17,4
	S	30	0,05	2,7	3,4
G 10 Meløy	11	310	0,83	15,6	18,8
	12	329	0,89	14,7	16,5
	13	378	0,82	16,5	20,1
	14	337	0,84	16,9	20,1
	15	362	0,87	15,7	18,0
	16	321	0,77	11,3	14,7
	17	338	0,89	15,6	17,5
	18	327	0,77	15,5	20,1
	19	340	0,81	15,8	19,5
	20	376	0,69	13,8	20,0
	M	342	0,82	15,1	18,5
	S	23	0,06	1,6	1,8

Tabell A6. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i blåskjell (B) og oskjell (O) fra lokaliteter i Glomfjord og Nordfjord 1981-82, µg/kg tørrvekt.

PAH	St., dato, art									
	Bi 1 17.6.81 B	Bi 1 4.8.82 B	Bi 2 4.8.82 B	Bi 3 16.6.81 B	Bi 6b 6.8.82 B	Bi 8 18.6.81 B	Bi 4 17.6.81 O	Bi 7 18.6.81 O	Bi 11 19.6.81 O	
Naftalen										
2-Metylnaftalen										
1-Metylnaftalen										
Bifenyli				18						
Acenaftylen		14								
Acenafter		20								
4-Metylbifenyli										
Dibenzofuran				20						
Fluoren	220			47						
9-Metylfluoren										
9.10-Dihydroantracen										
2-Metylfluoren										
1-Metylfluoren										
Dibenzothiopher				31						
Fenantren	1897	54	18	313	49 (?)	157	38	29	133	
Antracen	392	108	13	16	6				13	
Acridine										
Carbazole										
2-Metylantracen	351			56		27		13		
1-Metylfenantren		97						18		
9-Metylantracen										
Fluoranten	2753	58	75	1683	67 (?)	281	130	132	70	
Pyren	1568	112	40	654	15	169	74	84	55	
Benzo(a)fluoren	422			94						
Benzo(b)fluoren	171	52				47				
1-Metylpyren										
Benzo(c)fenantren ***	93									
Benzo(a)antracen *	257	53		156		25	47	7		
Trifenylen/Chryser *	1203	142	28	386	31	93	182	57	32	
Benzo(b)fluoranten **	386	52	40	304	30	62	275	63	16	
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		46				37			19	
Benzo(e)pyren *	286	58	47	216	15	78	131	23	36	
Benzo(a)pyren ***	107	6		194	5	45	83	13	13	
Perylen										
0-Phenylenepyren		48			37	56	57			
Dibenz(a,h)antracen ***										
Picen										
Benzo(ghi)perylen	27	58	59		15	39				
Anthanthrene										
Coronen										
Sum	10133	978	320	4188	260	1116	1017	439	387	
Derav KPAH 1)	~ 460	~ 80	~ 25	~ 400	~ 25	~ 125	~ 270	~ 60	~ 40	
% KPAH	~ 5	~ 8	~ 8	~ 10	~ 10	~ 11	~ 27	~ 14	~ 10	
% Tørrstoff										

1) KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B_(j)F er kreftfremkallende.

APPENDIKS 2

Antall målinger, medianer, aritmetiske
middelverdier og standardavvik for over-
flatedata fra hydrokjemistasjonene.

Tabell 1. Analyseresultater, målinger og observasjoner fra overflate-
laget i Glomfjord.

		Salt o/oo	TOT P µg P/l	PO ₄ P µg P/l	TOT N µg N/l	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N µg N/l	Klf <u>a</u> µg/l	Siktedyp m
St. G1	Antall verdier		8	8	16	16	16		
	Median		5	3,5	202	80	30,5		
	Arit. middel		5,1	4,3	195	77	39		
	Stand. avvik		2,1	2,7	66	22	32		
St. G2	Antall verdier	20	12	12	21	21	20	12	16
	Median	27,4	38	34	265	60	29	2,8	5,2
	Arit. middel	26,1	44,5	41,6	350	114	96	3,3	6,3
	Stand. avvik	5,0	37,1	37,6	276	108	156	2,0	3,6
St. G3	Antall verdier	19	12	12	18	19	19	12	16
	Median	26,0	33,5	33,5	382	170	135	3,7	5,5
	Arit. middel	26,2	85,7	83,0	848	301	317	3,6	6,6
	Stand. avvik	4,3	94,8	95,2	696	278	447	2,1	3,8
St. G4	Antall verdier	20	19	12	20	20	18	12	16
	Median	30,4	23	28	247	92	40,5	4,0	5,5
	Arit. middel	29,2	31,4	34,1	378	110	147	4,2	7,0
	Stand. avvik	3,9	21,8	23,7	320	109	260	2,3	4,0
St. G5	Antall verdier	20	12	12	20	20	19	12	16
	Median	30,3	30	28	290	70	30,5	3,8	6,0
	Arit. middel	28,6	43,8	35,0	326	99	84	4,9	6,8
	Stand. avvik	5,3	45,3	32,8	180	82	121	3,0	4,2
St. G6	Antall verdier	11	10	10	19	19	19	11	17
	Median	27,4	34,5	32	345	145	80	2,2	6,0
	Arit. middel	25,8	49,9	45,6	466	157	155	3,3	7,5
	Stand. avvik	5,9	28,7	30,5	361	140	199	3,0	4,0

Tabell 1. forts.

		Salt o/oo	TOT P µg P/l	PO ₄ P µg P/l	TOT N µg/N/l	NO ₃ N µg N/l	NH ₄ N µg N/l	Klf a µg/l	Siktedyp m
St. G6S	Antall verdier		10	10	9	9	9		
	Median		25	23	280	130	40		
	Arit. middel		36,1	33,3	434	154	135		
	Stand. avvik		30,4	28,7	367	136	161		
St. G6N	Antall verdier	4	11	11	14	15	13		8
	Median	22,3	51	46	457	190	116		5,0
	Arit. middel	23,5	51,3	45,7	605	198	177		6,8
	Stand. avvik	6,3	20,6	20,9	325	86	181		4,7
St. G7	Antall verdier	28	17	11	19	19	18	12	15
	Median	30,9	23	32	275	70	41	2,4	5,5
	Arit. middel	30,1	26,1	27,0	300	87	56	3,6	6,8
	Stand. avvik	3,8	12,3	16,4	125	66	46	3,2	3,7
St. G8	Antall verdier	8	11	4	4	4	4		
	Median	31,8	10	9	180	15	25		
	Arit. middel	31,8	13,4	10,2	178	23	30		
	Stand. avvik	0,9	8,1	5,7	11	19	18		
St. G9	Antall verdier	7	6						
	Median	32,5	7,5						
	Arit. middel	32,1	10,7						
	Stand. avvik	1,3	8,7						
St. G10	Antall verdier		6	6	8	8	6		
	Median		55	49	860	180	284		
	Arit. middel		66,0	57,5	760	220	347		
	Stand. avvik		34,9	34,9	345	109	293		

APPENDIKS 3

Analyser av planktonprøver

Tabell 1. Planktonalger og mikrozooplankton registrert i vannprøver fra overflatelaget (0-2 m dyp) på stasjon G4 24/4, 30/6 og 25/8 1981.

Art	April	Juni	August
<u>Dinoflagellater</u>			
Katodinium glaucum	x		
Gymnodinium wulffii	x		
Protooperidinium bipes	x		
Gyrodinium cf. spirale	x		
Fragilidium subglobosum	x		
Gymnodinium sanguineum	x	x	
Prorocentrum minimum	x	x	
Protooperidinium bipes		x	
Gymnodinium cf. semidivisum		x	
Heterocapsa sp.		x	
Ensiculifera sp.		x	
Cladopyxis claytonii		x	
Dinophysis acuta		x	
Dinophyceae (15 µm)		x	
Protooperidinium steinii		x	x
Dinophysis rotundata			x
<u>Diatoméer</u>			
Thalassiosira gravaida	x		
Thalassionema nitzschioides	x		
Coscinodiscus sp.	x		
Fragilaria sp.	x		
Nitzschia closterium	x	x	
Skeletonema costatum	x		x
Navicula sp.	x	x	x
Bacteriosira fragilis		x	
Thalassiosira antarctica		x	
" sp. (20 µm)		x	
Leptocylindrus danicus		x	
Nitzschia sp.		x	x
<u>Andre grupper</u>			
Pseudoscourfeldia marina	x		
Pontosphaera sp.	x		
Syracosphaera sp.	x		
Gephyrocapsa sp.	x		
Chlamydomonas sp.	x	x	
Phaeocystis pouchetii	x	x	
Micromonas pusilla	x	x	x
Euglenaceae indet.	x	x	x
Små flagellater (<5 µm)	x	x	x
Bipedinimonas sp.	x		x
Emiliana huxleyi	x		x
Blågrønnalger (coccoide)	x		x
Dinobryon balticum		x	
Tetraselmis sp.		x	x
Pyramimonas sp.			x
Cryptophyceae indet.			x
Anthosphaera sp.			x
<u>Mikrozooplankton</u>			
Ciliater	x	x	x
Mesodinium rubrum		x	x
Tintinnider		x	x

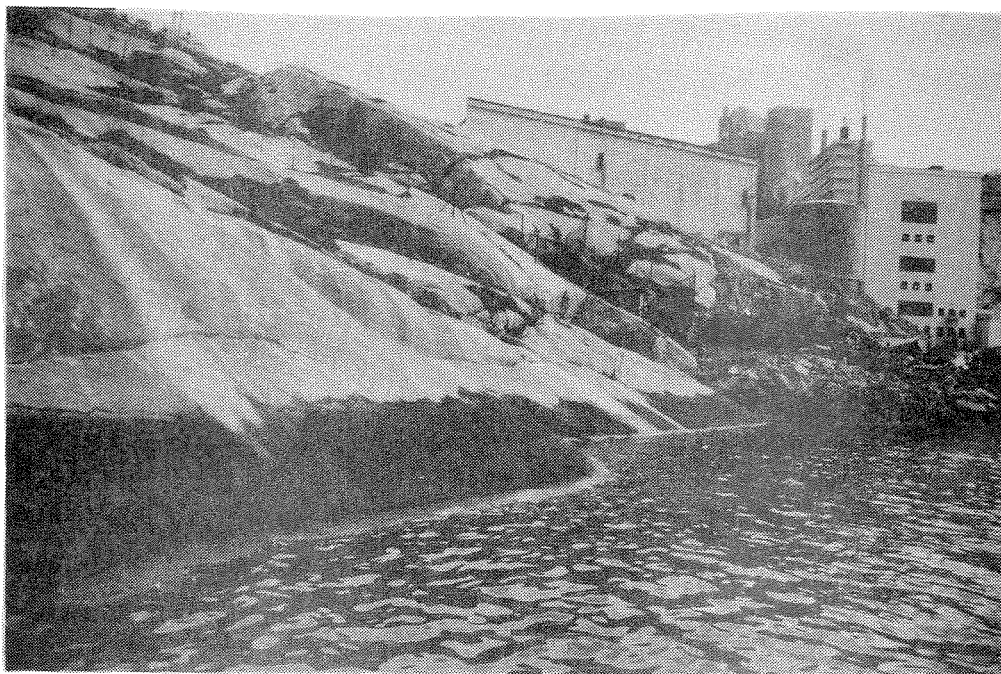
Tabell 2. Konsentrasjoner (celler pr. liter) av dominerende planktonalger og mikrozooplankton i overflatelaget (0-2 m dyp) på stasjon G4 24/4, 30/6 og 25/8 1981.

Dominerende organisme	April	Juni	August
Phaeocystis pouchetii	11 803 000		
Protooperidinium bipes	126 000		
Små flagellater (<5 µm)	1 209 000	6 031 000	2 851 000
Ciliater	5 000	11 800	1 130
Bacteriosira fragilis		3 547 000	
Thalassiosira sp. (20 µm)		196 000	
Prorocentrum minimum		28 000	
Dinophyceae (15 µm)		88 000	
Tetraselmis sp.			303 000
Emiliana huxleyi			1 470 000
Euglenaceae indet.			11 500
Tintinnider			500

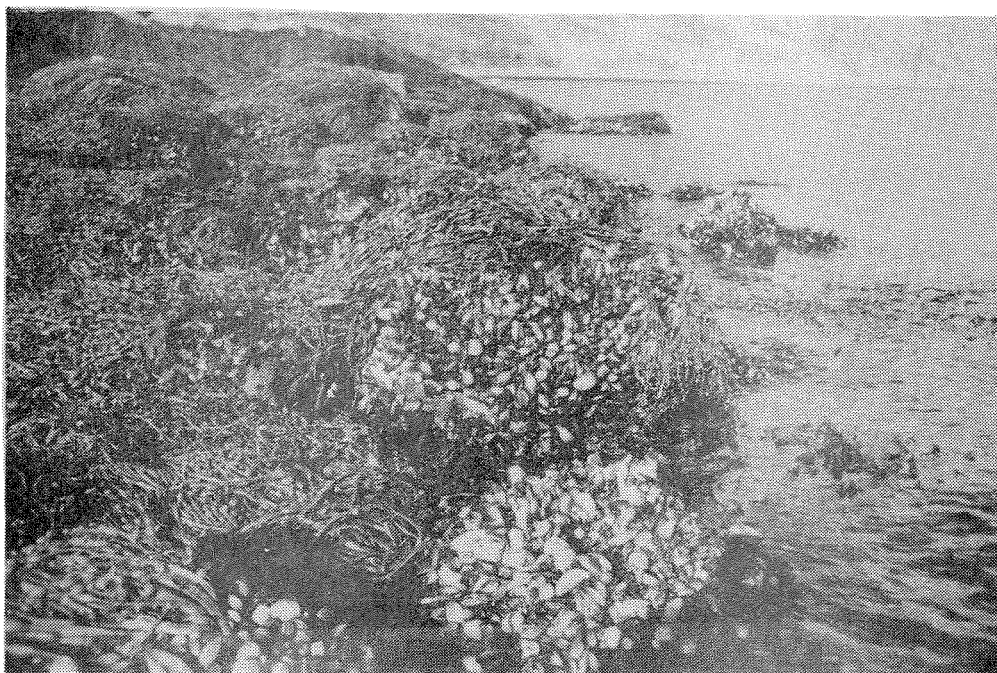
APPENDIKS 4

Stasjonsfotografier og utvalgte bilder av
karakteristiske trekk ved fjærebeltets
organismesamfunn.

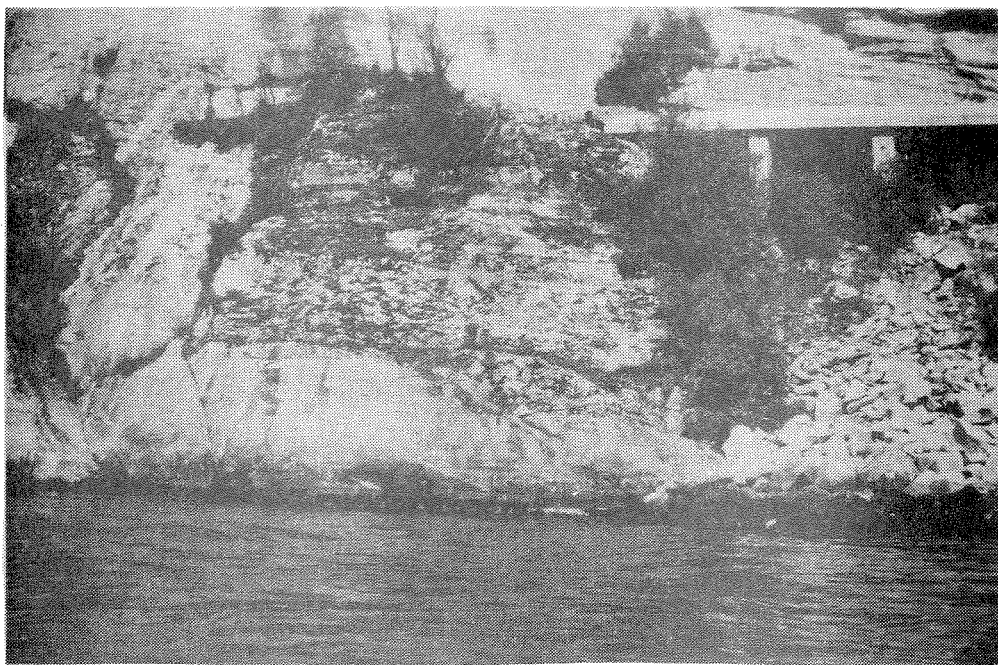
Foto: Knut Kvalvågnæs



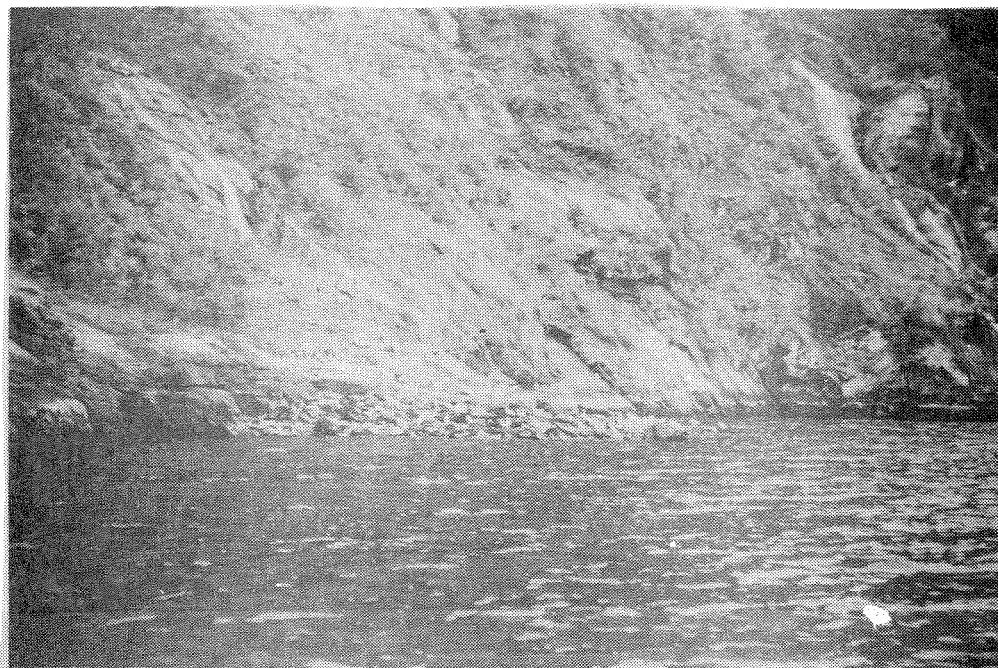
Nær st. Bi 1A, 1981. Eks. på sterk grønnalgebegroing.
(Masseforekomst av blågrønnalger opptrådte i 1982 i midtre/nedre del av grønnalgebeltet.)



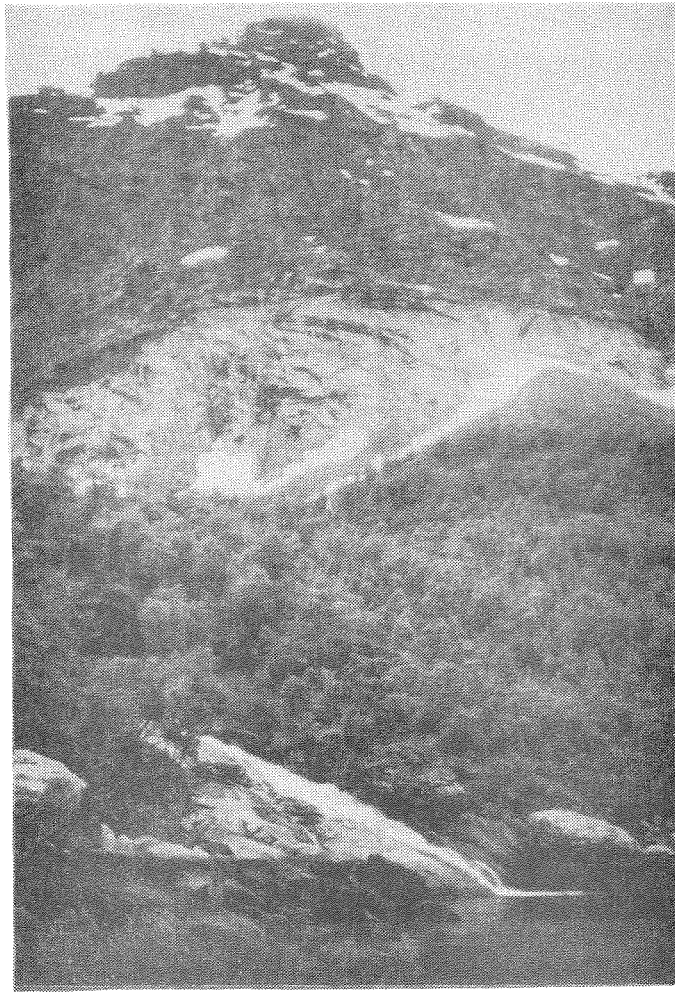
Fra st. Bi 2, mot Glomen. Bredt belte av grisetang med bl.a. mye blåskjell.



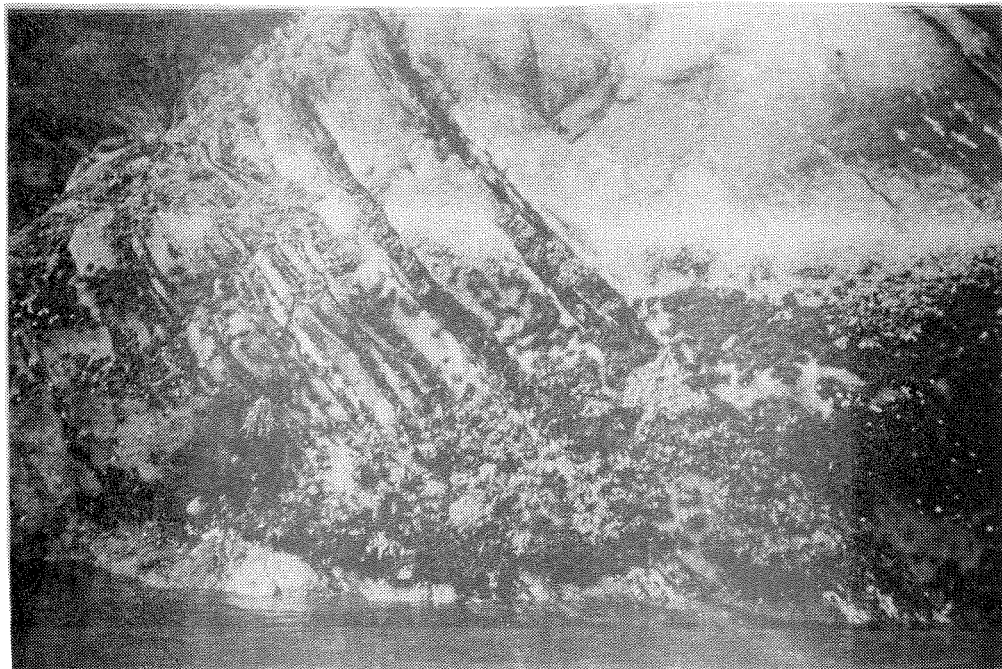
St. Bi 3, ned for utløp av tunnel ved Fykan.



Oversiktsbilde fra st. Bi 4, vest for S. Nøv.



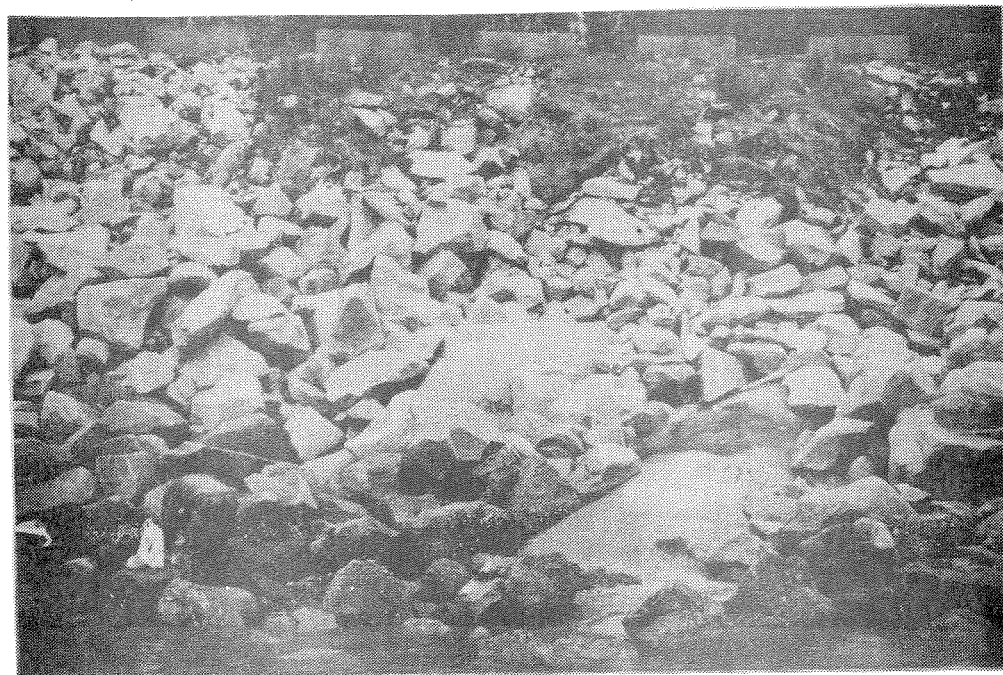
Oversiktsbilde fra st. Bi 5, Mugskogdalen.



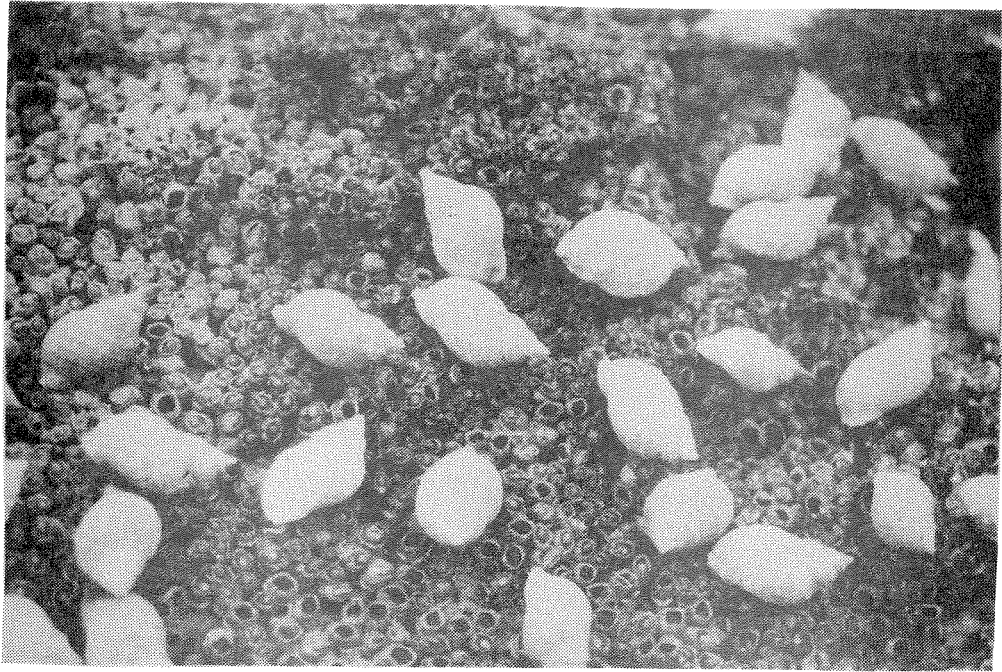
Øvre del av fjære ved st. Bi 5. Bl.a. rur, blæretang blåskjell og vorteflik. (Bemerk: beskjedent med grønnalger.)



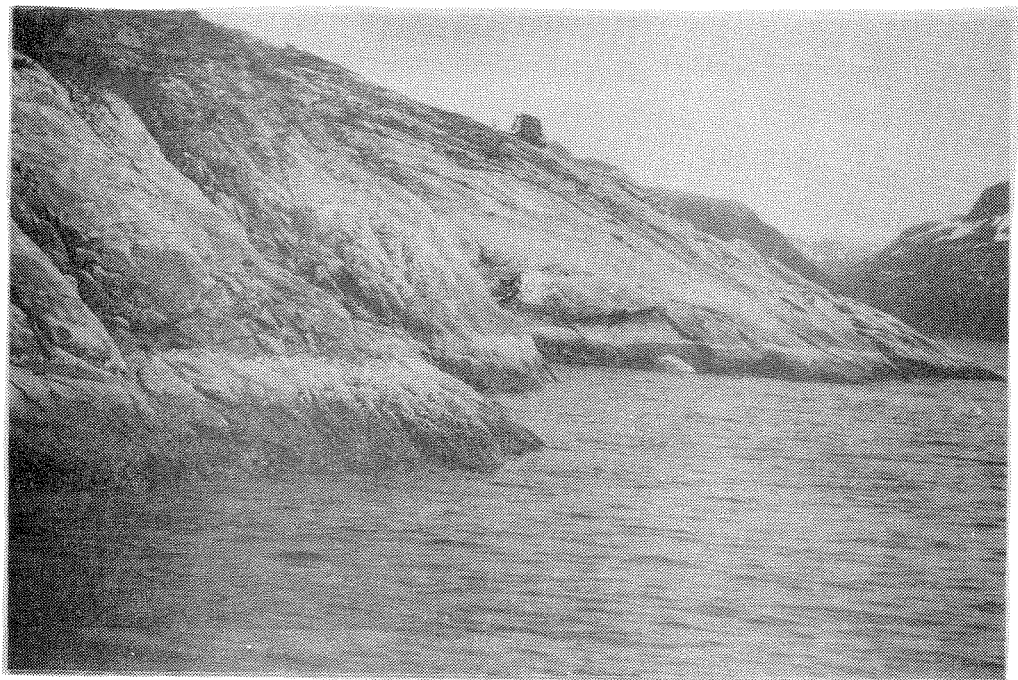
Fra st. Bi 6a, Sætvik Ø. for båthavn. Grønnalgebelte karakteristisk for strender innenfor denne lokalitet og delvis også utover på fjordens nordside.



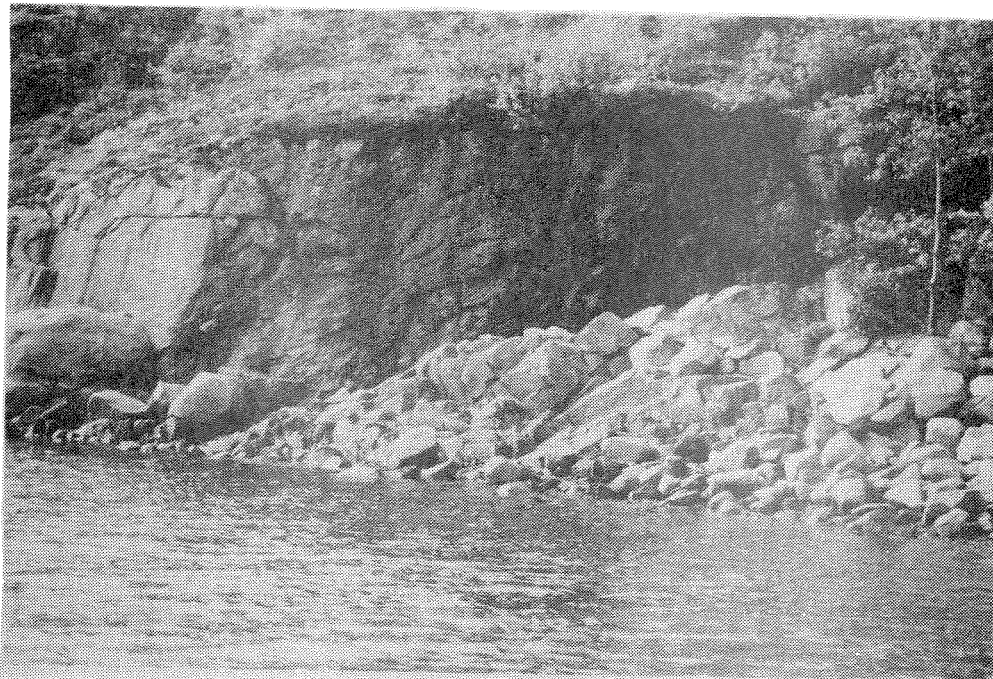
St. Bi 7, ca. 0,5 km V. for Sildneset. Mindre grønnalger enn innenfor, brunalger, rur og purpursnegl.



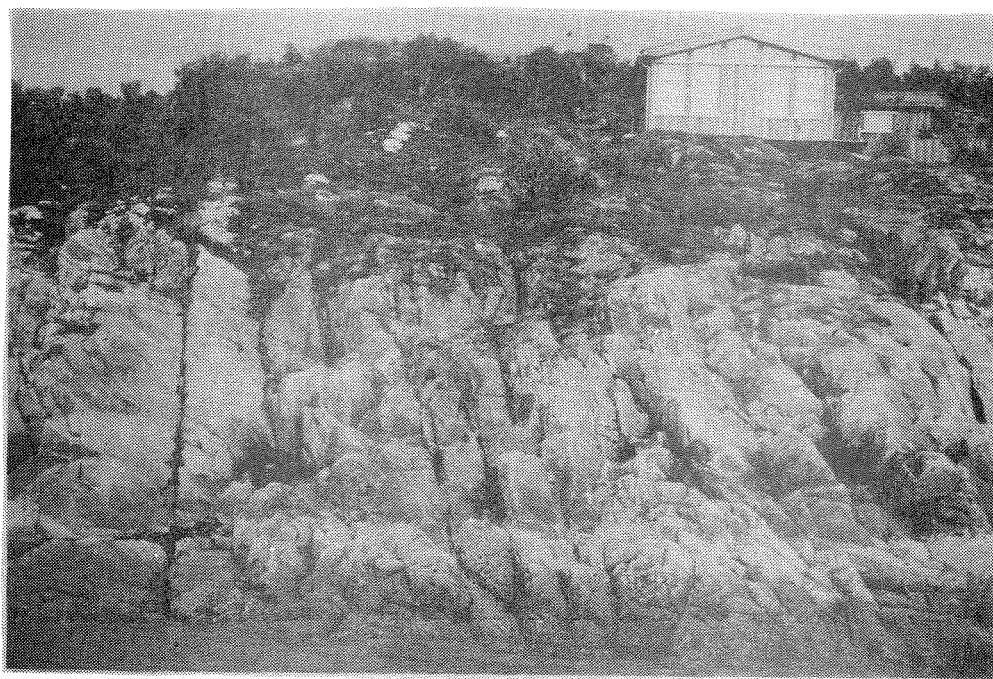
St. Bi 7. Masseforekomst av purpursnegl som beiter på rur.



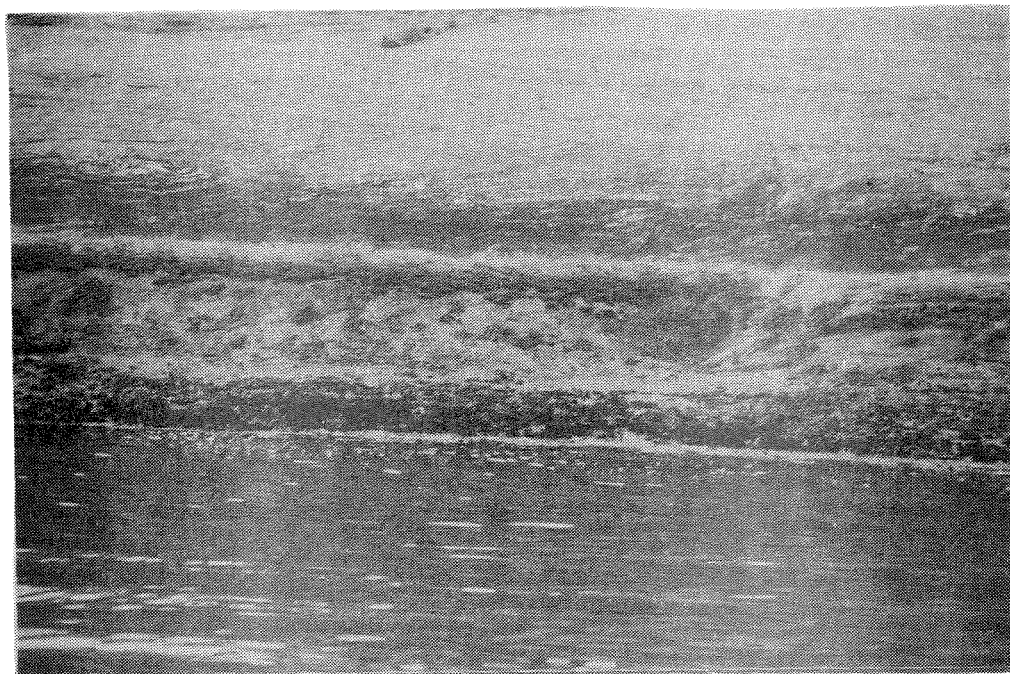
Strandsonen ved Sildneset. Eks. på strand med dominans av rur og nesten fravær av grønnalger.



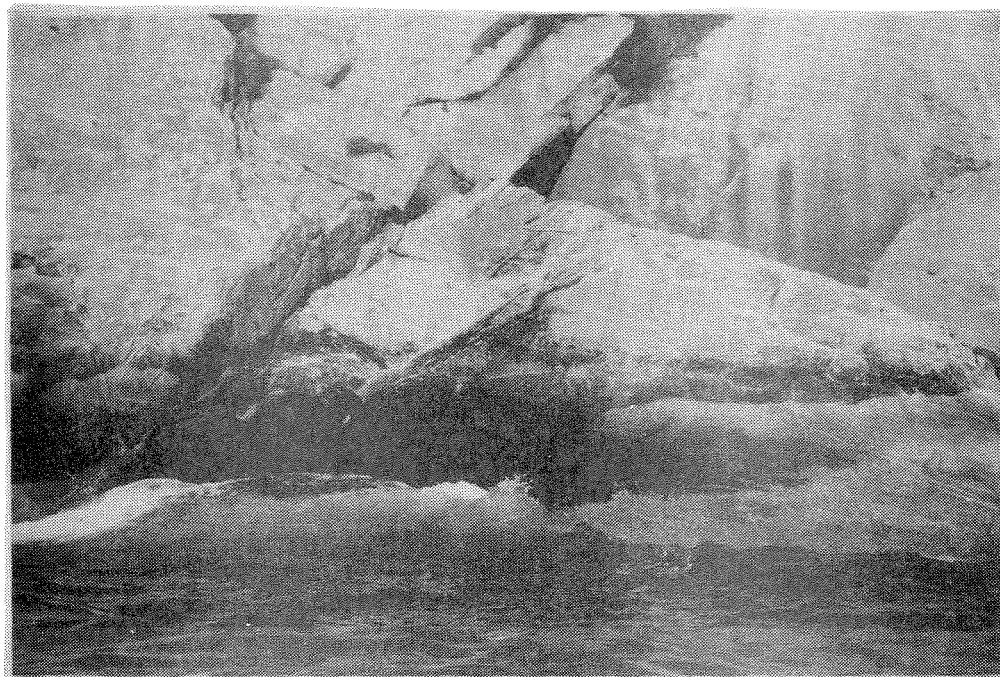
St. Bi 8, nær Sildvik, Mesøy. Oversiktsbilde. Mest rur og lite grønnalger i øvre/midtre del av fjæra.



Tvers over bukten for st. Bi 8.



Fra Sandviksholmene, nær st. Bi 9. Rur, små blæretang, grønnauger og vorteflik (nederst).



Ved N. Nøv. Karakteristisk belte av grønnauger (noe misvisende mørke) på strekningen Glomfjord - N. Nøv.



Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.