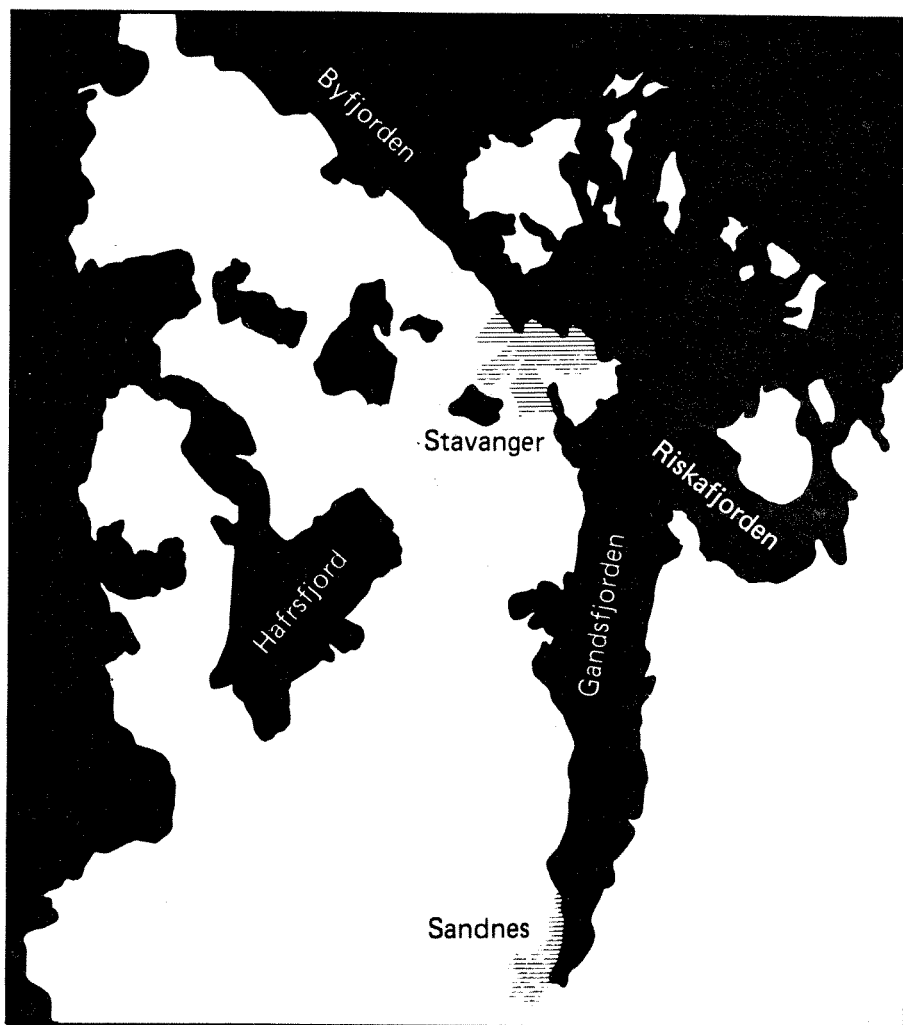


0-
86039

1999

0 – 86039

Overvåking av Gandsfjorden,
Riskafjorden og Byfjorden,
Stavanger 1986



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-86039
Undernummer:	
Løpenummer:	1999
Begrenset distribusjon:	Åpen

Rapportens tittel: OVERVÅKING AV GANDSFJORDEN, RISKAFJORDEN OG BYFJORDEN, STAVANGER 1986	Dato: 26. juni 1987
	Prosjektnummer: 0-86039
Forfatter (e): Tor Bokn Jarle Molvær Brage Rygg	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider (inkl. bilag): 39

Oppdragsgiver: Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): F. Ravndal
------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------

Ekstrakt:
Hovedvannmassene i fjordene ved Stavanger var lite til moderat forurenset. Nivåene av termotolerante koliforme bakterier var redusert, men målingene viste en periodevis kloakkvannspåvirkning av By- og Gandsfjorden. Konsentrasjonen av næringssalter (fosfor, nitrogen) var høyere i Gandsfjorden og Indre Byfjord enn i Åmøyfjorden. Dårlige oksygenforhold ble påvist i dypvannet i Riska- og Gandsfjorden. Endringer av betydning ble ikke påvist. Varierte og artsrike gruntvannssamfunn ble funnet på alle stasjoner, men algevegetasjonen ved Tjuvholmen bar preg av overgjødsling, sannsynligvis forårsaket av kloakkutslippet ved Bjergsted. Metallnivåene i tang var lave.

4 emneord, norske:

1. Forurensningsovervåking 1986
2. Hygieniske aspekter
3. Næringssalter
4. Oksygennivåer
Fastsittende alger

4 emneord, engelske:

1. Pollution monitoring 1986
2. Hygienic aspects
3. Nutrients
4. Oxygen levels
Benthic algae

Prosjektleder:

Tor Bokn

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN 82-577-1248-5

0-86039

OVERVÅKING AV GANDSFJORDEN, RISKAFJORDEN OG BYFJORDEN

1986

Oslo, 26. juni 1987

Prosjektleder: Tor Bokn

Medarbeidere: Unni Efraimsen

Jarle Molvær

Brage Rygg

Henrik Wold (I.V.A.R.)

FORORD

Det foreliggende arbeid er utført etter oppdrag for Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk (I.V.A.R.), Forus.

Avdelingsingeniør Henrik Wold, I.V.A.R., har vært ansvarlig for prøveinnsamling vedrørende bakteriologiske forhold, oksygen, temperatur, saltholdighet og næringssalter. Båtfører og feltassistent har vært Oluf Myrnes.

De bakteriologiske analysene har vært utført hos Byveterinæren i Stavanger, der overingeniør K.O. Gjerstad har vært kontaktmann.

Ved NIVA har cand.real. Jarle Molvær vært ansvarlig for de hydrokjemiske målingene. Cand.real. Brage Rygg har hatt ansvaret for vurderingene av organisk karbon. Fagassistent Unni Efraimsen har hatt kontroll med feltarbeid og prøver samt ansvar for primær databehandling, og cand.real. Håvard Hovind har hatt ansvaret for analyse av metaller i tang. Cand.real. Tor Bokn har hatt ansvaret for undersøkelsene av grunntvannssamfunn og metallinnhold i tang ved siden av å være prosjektleder.

Oslo, 26. juni 1987

Tor Bokn

INNHOOLD

	Side
FORORD	2
1. HOVEDKONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	6
2.1. Beskrivelse av området	6
2.2. Formål med undersøkelsen	6
2.3. Tidligere undersøkelser	6
3. UNDERSØKELSER AV VANNKVALITETEN I OVERFLATELAGET I GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN	8
3.1. Hygieniske forhold	8
3.2. Siktedyp	10
3.3. Plantenæringssalter i overflatelaget	11
4. OKSYGEN OG ORGANISK STOFF I DYPVANNET I RØMØYFJORDEN, GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN	19
4.1. Måleprogrammet	19
4.2. Rømøyfjorden	20
4.3. Riskafjorden	20
4.4. Gandsfjorden	23
4.5. Organisk stoff (TOC) i dypvannet	25
5. UNDERSØKELSER I GRUNTVANNSSAMFUNN	27
5.1. Metoder	27
5.2. Resultater og diskusjon	27
5.2.1. Byfjorden	30
5.2.2. Riskafjorden	31
5.2.3. Metaller i grisetang	33
6. LITTERATUR	35
VEDLEGG 1: Artsliste fastsittende alger	37

1. HOVEDKONKLUSJONER

Tilstand

- Belastningen av termotolerante koliforme bakterier i 1m dyp i Indre Byfjord var fremdeles for høy i forhold til Helsedirektoratets krav til badevann. Nær havnebassenget var vannet ugunstig for bading. Heller ikke vannet ved Strømvig i Gandsfjorden oppfyller badevannskriteriet.
- Målingene av siktedyp viste varierende og tildels lave verdier. En kraftig planteplanktonoppblomstring i hele regionen ga svært lave verdier også på vestsiden av Stavangerhalvøya.
- Næringssaltmålinger (fosfor, nitrogen) har pågått i ett år, hvilket er for kort tidsrom til å trekke noen vidtgående slutninger. Imidlertid tyder første års data på at nivåene av næringsalter i Åmøyfjorden følger det vanlige mønster i uforurenset sjøvann. Næringssaltkonsentrasjonen i Gandsfjorden og Indre Byfjord var gjennomgående høyere enn i Åmøyfjorden. I Byfjorden lå nivåene høyest nær havnebassenget. Det ble ikke påvist noen forskjell mellom Indre Byfjord og Gandsfjorden. Ut fra kjennskap til kloakkutslippenes plassering er resultatene som ventet.
- Oksygenmålingene viste gode forhold i Åmøyfjordens dypvann. I Riskafjordens dypvann ble det påvist stagnante vannmasser med kritiske oksygenverdier i de nederste 10-15m av vannmassene. Oksygenproblemer i Gandsfjorden var begrenset til vannmassen dypere enn 200m. I 240m dyp ble det i oktober registrert kritiske oksygenforhold. Situasjonen varte trolig i 1-2 måneder, og omfattet neppe vannmassene høyere enn ca. 220m dyp.
- Total organisk karbon er målt i dypvannet. Resultatene gjenspeiler hovedsakelig perioder med planteplanktonoppblomstring. Forhøyet verdi i Åmøyfjorden i oktober kunne imidlertid ikke relateres til planktonoppblomstring.
- Det ble funnet varierte og artsrike organismesamfunn på alle gruntvannsstasjonene. På st. B20, østvendt på Tjuvholmen, viste algevegetasjonen overgjødsling av overflatevannmassene. Disse effektene er sannsynligvis forårsaket av kloakkutslippet ved Bjergsted. Ut fra algevegetasjonen var det ingen tegn på overgjødsling av overflatevannmassene i Riskafjorden.

Utviklingstendensen

- Registreringene i 1986 viste at de hygieniske forhold er blitt noe bedre i Indre Byfjord enn de var i 1985. Dette gjelder særlig områdene rundt Ulsnes. I Gandsfjorden ved Strømvig ble det ikke påvist noen endring.
- Det tilfredsstillende oksygennivået i dypvannet i Amøyfjorden hadde ikke endret seg de senere år. I Riskafjorden ble det sporet en bedring siden 1985, mens vannmassene dypere enn 200m i Gandsfjorden var noe dårligere enn i 1985.
- To påfølgende års undersøkelser av algevegetasjonen på Tjuvholmen i Stavangers havnebasseng (B20) viste en økende grad av overgjødning av overflatevannmassene. For hele Byfjorden var utviklingen mer usikker, men sammensetningen av organismesamfunnene ved Mekjarvik (B18) kunne indikere en liten endring siden 1985. Som ved tidligere undersøkelser i Riskafjorden var det ingen tegn ved algevegetasjonen som kunne indikere overgjødning i overflatevannmassene.
- Metallkonsentrasjonene i grisetang lå på samme nivå som i tidligere år. Stasjonene var lite metallbelastet.

2. INNLEDNING

2.1. Beskrivelse av området

Fig. 2.1. viser fjordområdet som undersøkelsene har omfattet. Det kan inndeles i fire avsnitt:

- Åmøyfjorden: ingen direkte utslipp av forurensende stoffer av betydning. Fri forbindelse med kystvannet i hele vannsøylen.
- Byfjorden: mottar store utslipp av kommunalt og delvis også industrielt avløpsvann. Dyp utslipp av kommunalt avløpsvann ved Bjergsted.
- Gandsfjorden: mottar store utslipp av kommunalt og industrielt avløpsvann. Vannmassen mellom ca. 100m og 250m dyp avstengt for kystvannet pga. terskel.
- Riskafjorden: fjordparti med to utløp. Dyp terskel. Dyp utslipp av kommunalt avløpsvann. Fiskeoppdrettsanlegg (8.000 m³).

2.2. Formål med undersøkelsen

Hovedformålet er å:

- gi ajourført informasjon om tilstanden i fjordområdene
- påvise eventuelle utviklingstendenser

2.3. Tidligere undersøkelser

I årene 1964/65 ble de første undersøkelser av Gandsfjorden og Hafsfjorden utført (Simensen og Stene Johansen 1966), mens Andreassen (1974) ga en sammenstilling av bl.a. forurensningstilførsler. I 1970-årene var interessen for metallutslipp økende, og Kjos-Hanssen (1974) publiserte data fra kvikksølvanalyser i ulike marine organismer.

I 1976 startet i regi av Regionplanrådet for Jæren (1979) nye undersøkelser i Gandsfjorden og Byfjorden, som ble undersøkt for første gang. Vassdrags- og Havnelaboratoriet (idag NHL) og NIVA utførte henholdsvis marinfysiske og kjemisk/biologiske undersøkelser (Aure og Nittve 1976, Thendrup 1977 og Bokn og Skei 1978). Bløtbunnfauna ble

bearbeidet av Johannessen (1977). Byveterinærens undersøkelser 1977-79 ble presentert av Byveterinæren i Stavanger (1979). I begynnelsen av 1980-årene ble det utført to årsundersøkelser i regi av det Statlige program for forurensningsovervåking (Knutzen og Bokn 1981, Bokn og Knutzen 1982). Siden har Rogalandsforskning presentert sine resultater (Dahle 1984). En ny treårsundersøkelse ble startet i 1985 og utføres av NIVA. Første års vurderinger foreligger i Bokn og medarb. (1986). Foreliggende rapport omfatter således data fra annet år.



Fig. 2.1. Stasjoner for observasjoner av strandsonens plante- og dyresamfunn ●, bakteriologi ▲, næringsalter ○ og oksygenforhold □.

3. **UNDERSØKELSER AV VANNKVALITETEN I OVERFLATELAGET I GANDSFJORDEN OG BYFJORDEN**

Undersøkelsene i overflatelaget i Gandsfjorden og Byfjorden har to hovedmål. For det første vil man jevnføre vannkvaliteten med Helse- direktoratets krav til friluftsbad. For det andre vil man undersøke om tilstanden har endret seg i forhold til tidligere år.

3.1. Hygieniske forhold

Måleprogrammet

Tolv ganger i tidsrommet 3.6-26.8.86 ble vannprøver innsamlet i 1m dyp på 3 stasjoner (se fig. 2.1). Prøver ble innsamlet av I.V.A.R. i samråd med Byveterinæren i Stavanger, hvor prøvenes innhold av termo- tolerante koliforme bakterier pr. 100 ml ved 44°C ble bestemt.

Resultater og diskusjon

Resultatene av analysene er vist i tabell 3.1.

Helsedirektoratets krav til friluftsbad er spesielt rettet mot organi- serte friluftsbad med sanitæranlegg osv. som drives forretningsmessig. Litt omformulert er kravet til godt badevann (SIFF 1976):

"Det skal tas minimum 5 prøver i løpet av en 30 dagers periode i bade- sesongen. Det geometriske middeltall for disse skal ikke overskride 50 E.coli pr 100 ml, men enkeltprøvene kan overskride denne verdi med inntil 100% (100 bakt./100 ml) for høyst 10% av enkeltilfellene".

Det geometriske middel x_g for n prøver er definert som

$$x_g = \sqrt[n]{x_1 \cdot x_2 \cdot \dots \cdot x_n}$$

Hvis en x -verdi er null, blir $x_g=0$. For å kunne bruke det geometriske middeltall på riktig antall prøver, har vi valgt å regne med $x=1$ i de tilfeller da analyseresultatet gav $x=0$. Strengt tatt skulle prøve- antallet vært 13 for helt å oppfylle kravet i badevannskriteriet, men med 12 prøver velger vi å anvende det likevel.

Ved eksisterende badeplasser som ikke drives kommersielt, anbefales at

forholdene vurderes mer fleksibelt ut fra faglig skjønn (NOU 1984:28). Utgangspunktet for sjøbad kan da være Verdens Helseorganisasjons norm for tilfredsstillende badevann: <100 E.coli pr. 100 ml.

Av tabell 3.1 ser vi at det geometriske middeltall var under 50 for alle stasjoner. Imidlertid var også flere enn 10% av verdiene høyere enn 50 E.coli pr.100 ml for alle stasjoner. Det samme er tilfelle om 100 E.coli brukes som øvre grense.

Resultatene viser altså at det ofte er en viss påvirkning av kommunalt avløpsvann i storparten av området som har blitt undersøkt.

Man skal være forsiktig med å trekke konklusjoner fra statistisk behandling av et relativt lite tallmateriale om dette. Men ut fra våre forutsetninger om behandling av "null-verdier" og prøveantall var det hygieniske badevannskriteriet strengt tatt ikke oppfylt på noen av stasjonene sommeren 1986.

Dette betyr imidlertid ikke uten videre at det er helsefarlig å bade der. Etter vår oppfatning er badevannskriteriet svært strengt, og inneholder sannsynligvis en stor sikkerhetsmargin mht. helserisiko. I så måte uttrykker det mer et mål for den vannkvaliteten som man ønsker å ha langs kysten vår, enn en helserisiko.

Som en støtte til dette syn vil vi nevne at Byveterinæren i Stavanger (Staveland 1985) konkluderte med at de bakteriologiske forholdene i gjennomsnitt er tilfredsstillende på de fleste badeplasser ved Byfjorden og Gandsfjorden.

Det umiddelbare inntrykket er at de hygieniske forholdene på st. 2 og st. 3 var bedre i 1986 enn i 1985. Vi har undersøkt om forskjellen er statistisk sikker, ved bruk av vanlig t-test og en ikke-parametrisk test (Mann-Whitney). Sannsynligheten for at forholdene på st.2 var bedre i 1986 enn i 1985 er ca. 85%. For st.3 er sannsynligheten så lav som ca. 60%. For st.5C kan vi ikke foreløpig tolke dataene i noen retning.

Mht. badevannskriteriet er det altså fortsatt antall verdier over 50 som er problemet.

Tabell 3.1. Undersøkelser av termotolerante koliforme bakterier i Byfjorden sommeren 1985 og sommeren 1986. Prøver fra 1 m dyp.

Dato	St.2 Byfj.	St.3 Byfj.	St.5C Strømv.	Dato	St.2 Byfj.	St.3 Byfj.	St.5C Strømv.
5.6.85	32	38	1	3.6.86	40	72	16
11.6.85	42	48	0	10.6.86	5	72	200
17.6.85	80	29	8	17.6.86	41	18	12
26.6.85	1	23	80	24.6.86	13	130	7
3.7.85	28	75	0	30.6.86	16	0	5
10.7.85	58	52	0	8.7.86	25	105	45
17.7.85	55	90	58	18.7.86	140	50	20
24.7.85	180	155	210	29.7.86	0	240	10
31.7.85	4	100	3	5.8.86	12	40	180
8.8.85	144	26	56	13.8.86	8	12	8
14.8.85	21	4	53	19.8.86	115	10	105
21.8.85	210	450	200	26.8.86	40	80	60
Arit. mid.	71	91	56		38	69	56
Geom. mid.	36	47	13		19	37	26
Antall >50	50%	50%	50%		17%	50%	33%

3.2. Siktedyp

Siktedyp ble målt 6-10 ganger i Åmøyfjorden (st. 1), Gandsfjorden (st. 5), og Riskafjorden (st. 5A). Resultatene er vist i fig. 3.1 sammen med målingene fra 1985.

Sommeren 1986 viste målingene delvis et annet mønster enn året før, ved at minimumsverdiene var vesentlig lavere. Første april ble det målt 6 m og 6.5 m i henholdsvis Åmøyfjorden og Gandsfjorden, 1.8 m og 1.2 m på de samme stasjonene 15. juli. Laveste målte verdi på disse to stasjonene i 1985 var henholdsvis 10 m og 9 m, men antall observasjoner var mindre. Laveste siktedyp som tidligere har blitt målt under overvåkingen av Åmøyfjorden og Gandsfjorden var henholdsvis 6 m og 4.5 m i juli 1981. Vi understreker imidlertid at siktedypet sikkert har vært mindre enn dette utenom tidspunktene for målingene.

Årsaken til denne store planktonoppblomstringen i 1986 er ikke kjent. Målinger i Håsteinfjorden 1. og 8. juli 1986 gav 3 m siktedyp som minste verdi (Molvær 1987). Laveste verdi ble da målt i Vistevika.

Dette viser at oppblomstringen også omfattet vannmassene vest for Stavangerhalvøya.

En teori er at vedvarende bris fra nord-nordvest etter 19. juni drev overflatelaget ut fra kysten, og at oppstrømming av næringsrikt dypvann gav grunnlag for oppblomstringen. Lokale tilførsler av næringsalter til Gandsfjorden og Hafrsfjorden kan så ha bidratt til å øke planteplanktonproduksjonen der ytterligere.

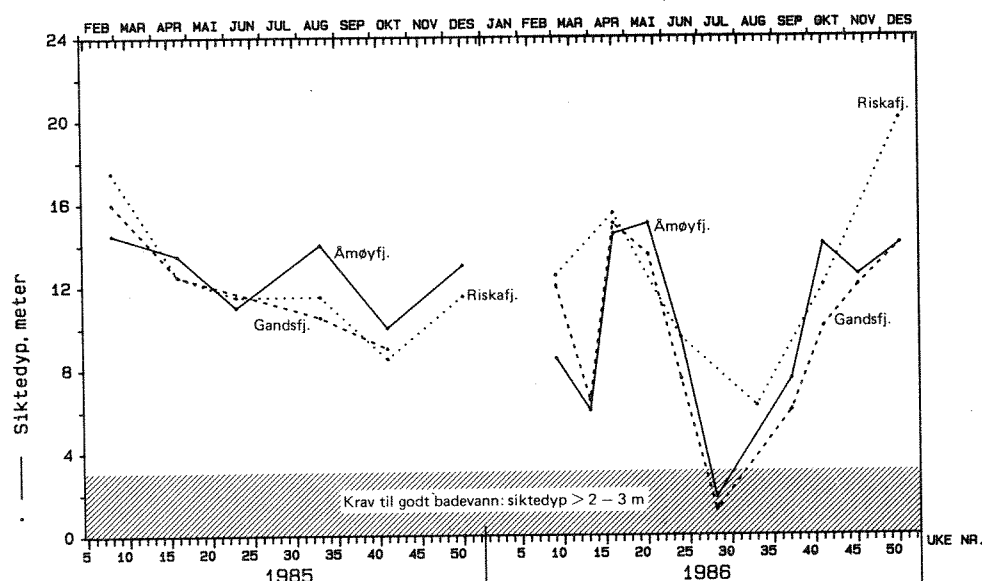


Fig. 3.1. Målinger av siktedyp i Åmøyfjorden (st.1), Gandsfjorden (st.5) og Riskafjorden (st. 5A) i 1985 og 1986.

3.3. Plantenæringsalter i overflatelaget

Hensikten med målinger av plantenæringsalter i overflatelaget i Åmøyfjorden (st. 1), Byfjorden (st. 2 og 3) og Gandsfjorden (st. 5) er å få en bedre dokumentasjon av den nåværende belastning, bl.a. som grunnlag for stoffbudsjetter. I alt 11 prøveserier ble tatt som blandingsprøver fra 0-2m dyp til følgende tidspunkt:

4. mars	20. mai	18. august	11. november
1. april	16. juni	16. september	16. desember
21. april	15. juli	13. oktober	

Prøvene ble analysert for totalfosfor, fosfat, totalnitrogen, nitrat og ammonium.

Måleprogrammet avsluttes i desember 1987. Her vil vi derfor innskrenke oss til å presentere datamaterialet fra 1986, med noen korte kommentarer.

Åmøyfjorden, st. 1

Resultatene av fosforanalysene er vist i fig. 3.2 og nitrogenanalysene i fig. 3.3. Figurene viser det vanlige tidsforløpet for plantenærings-salter i en vannmasse, der det i sommerhalvåret er tilstrekkelig lys for planteplanktonproduksjon: gjennomgående lite fosfat, nitrat og ammonium i sommerhalvåret. I vinterhalvåret er konsentrasjonene vesentlig høyere pga. lite planteplankton.

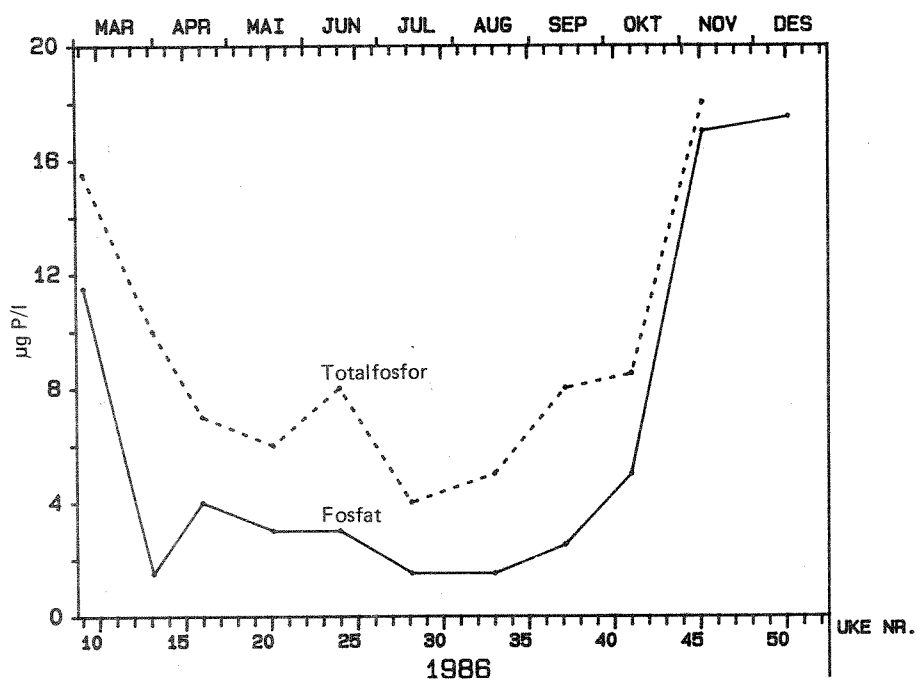


Fig. 3.2. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 1 i Åmøyfjorden.

Lavest fosfatkonsentrasjoner var $1.5 \mu\text{g P/l}$, også under den store planteplanktonoppblomstringen i første halvdel av juli. Heller ikke for nitrogen ble det registrert noen situasjon der samtidig mangel på nitrat og ammonium skulle tyde på næringsmangel for planktonet.

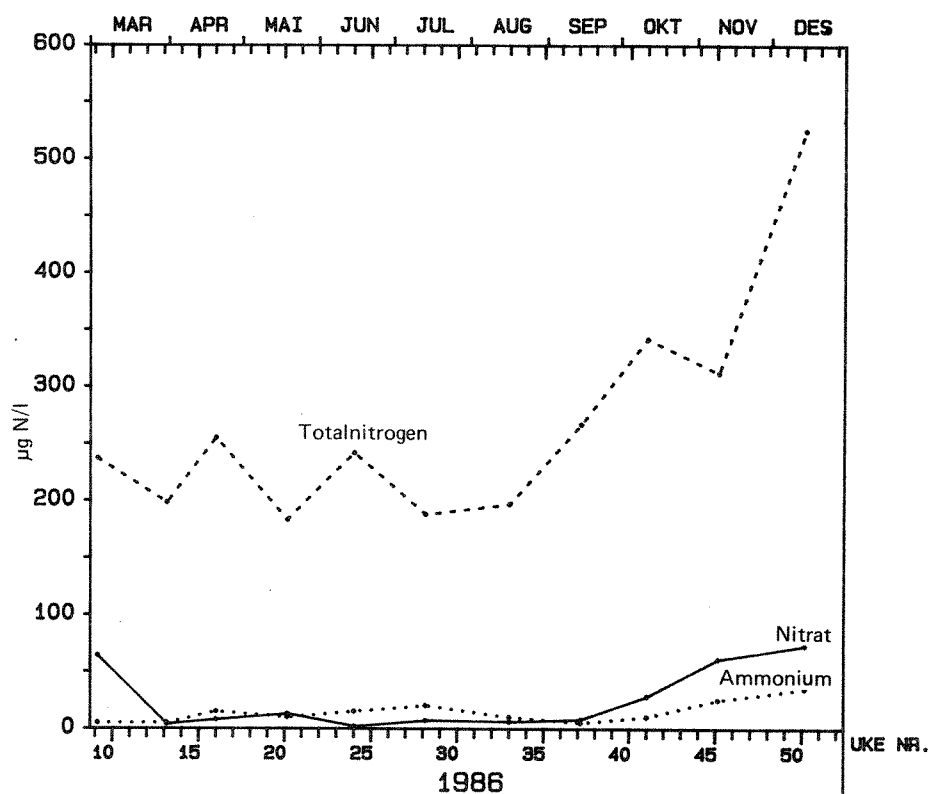


Fig. 3.3. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 1 i Åmøyfjorden.

Byfjorden, st. 2 og st. 3

Resultatene fra st. 2 og st. 3 i Indre Byfjord (fig. 1) er vist på fig. 3.4-3.7 (merk forskjell i vert. skala mellom fig. 3.4 og 3.6). I hovedtrekk framgår samme variasjonsmønster som i Åmøyfjorden. De høye fosforkonsentrasjonene på st. 3 i oktober gis ingen direkte forklaring på. En mulig årsak kan være gjennombrudd til overflaten av avløpsvann fra dyputslippet ved Bjergsted.

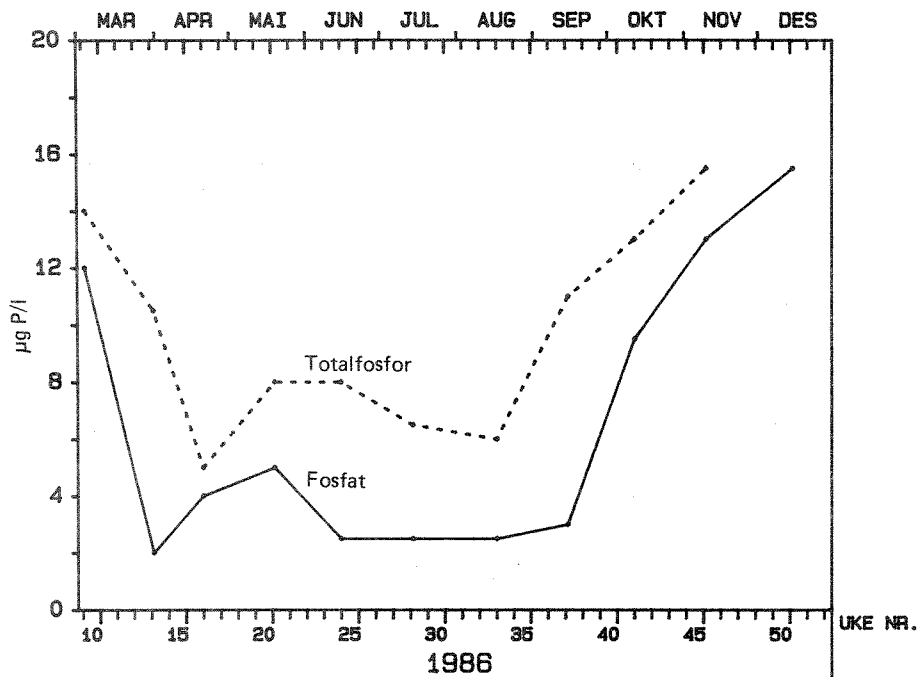


Fig. 3.4. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 2 i Byfjorden.

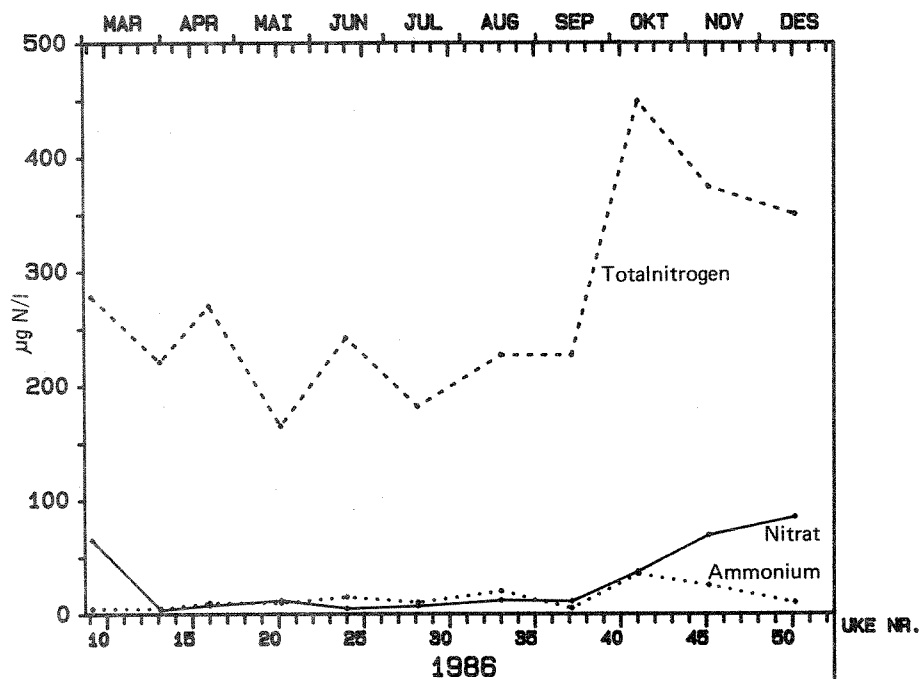


Fig. 3.5. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 2 i Byfjorden.

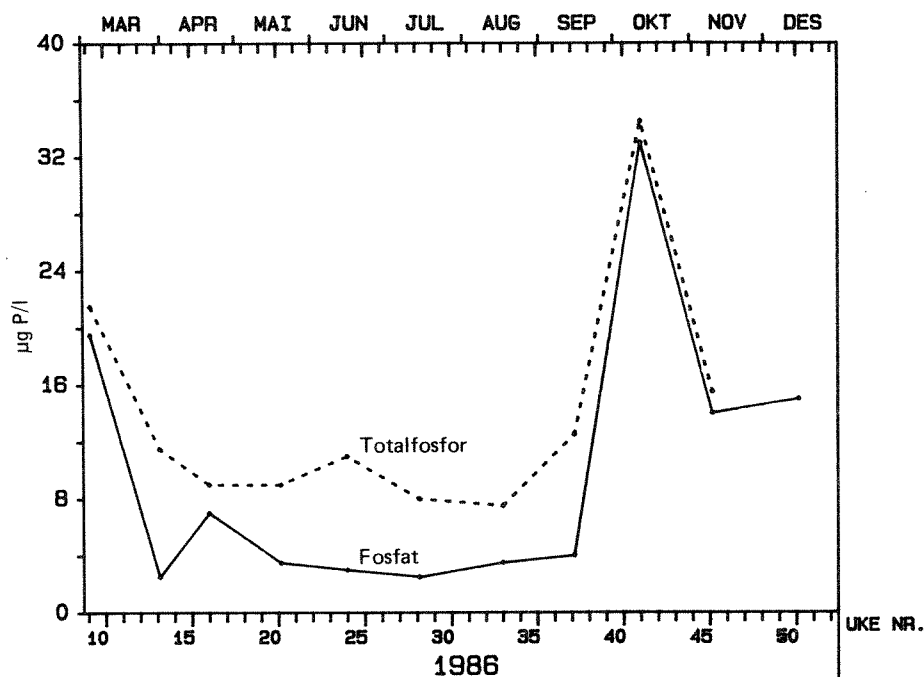


Fig. 3.6. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 3 i Byfjorden.

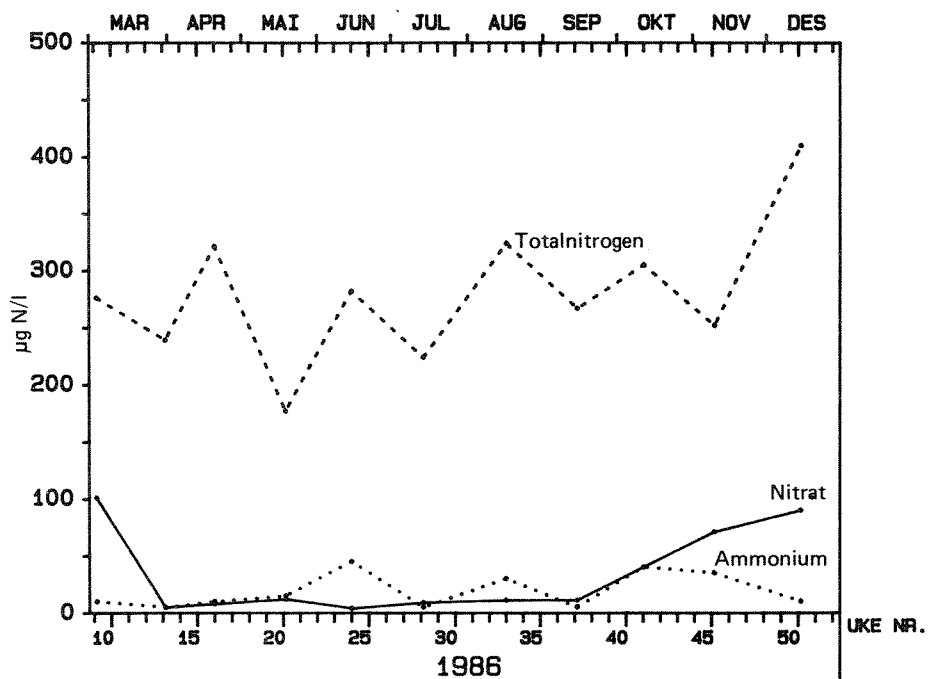


Fig. 3.7. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 3 i Byfjorden.

Gandsfjorden, st. 5

Resultatene er vist i fig. 3.8-3.9. Variasjonsmønsteret er i hovedtrekk som på de andre stasjonene. Den spesielt høye konsentrasjonen av totalfosfor (og delvis også totalnitrogen) i april kan vi ikke gi noen direkte forklaring på.

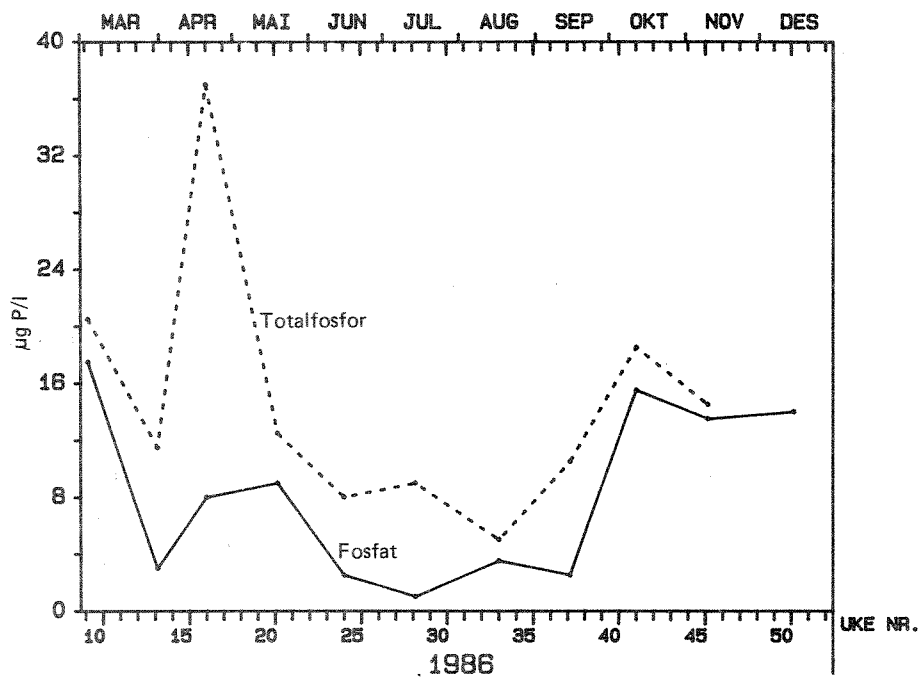


Fig. 3.8. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 5 i Gandsfjorden.

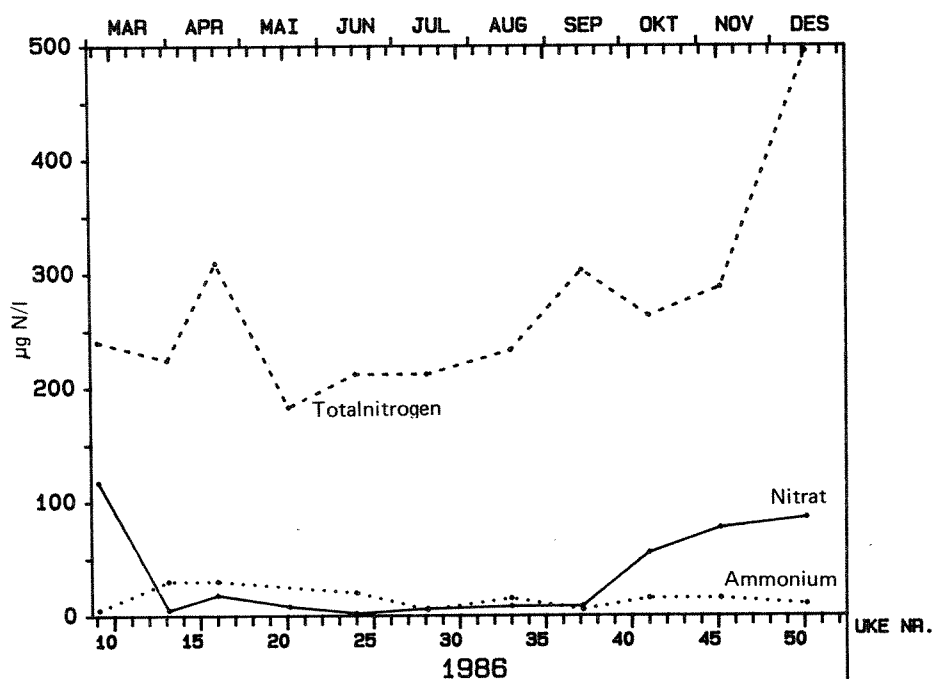


Fig. 3.9. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 5 i Gandsfjorden.

Sammenligning av stasjonene

Foran har vi vist at variasjonene fulgte i hovedtrekk samme mønster på alle tre stasjoner. Vi har videre brukt en parvis t-test og en ikke-parametrisk test (Mann-Whitney's test på median) for å undersøke om nivåene er forskjellige.

Som krav til statistisk signifikant forskjell har vi brukt at sannsynligheten skal være <10% for at den påviste forskjellen er tilfeldig. Forskjellene mellom stasjonene er oppsummert nedenfor:

Totalfosfor	St. 5 > St. 1**	St. 3 > St. 1**	St. 3 > St. 2*
Nitrat	-"- **	-"- **	
Ammonium			St. 3 > St. 2*

*: forskjell påvist ved parvis t-test

**:-"- -"- -"- begge tester

Tar vi de andre "ikke-signifikante" forskjellene i betraktning, vil konklusjonen være at næringssaltkonsentrasjonen i Gandsfjorden og

indre del av Byfjorden gjennomgående var høyere enn i Rmøyfjorden.
I Byfjorden lå nivåene gjennomgående høyest på st. 3.

Ingen signifikant forskjell ble påvist mellom indre Byfjord og Gandsfjorden.

I hovedsak stemmer denne sammenligningen med det man skulle vente ut fra kjennskap til utslipp av næringsalter.

4. OKSYGEN OG ORGANISK STOFF I DYPVANNET I ÅMØYFJORDEN, GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN

Tilgang på tilstrekkelig oksygen er en forutsetning for høyerestående liv. Oksygenmangel oppstår når oksygenforbruket pga. nedbrytning av organisk materiale over en lenger periode er større enn oksygentilførselen ved vannutskiftningen. Fordi dypvannsfornyelsen i terskelfjorder periodevis er svært liten, er dypvannet i Gandsfjorden og Riskafjorden sårbart for belastning med organisk materiale. Undersøkelser av bunnfaunaen i Åmøyfjorden (Bokn og medarb. 1986) tyder også der på en litt for stor belastning med organisk materiale.

Den vanlige utviklingen i terskelfjorder på Vestlandet er at dypvannsfornyelser om våren eller forsommeren da gir relativt gode oksygenforhold. Utover høsten og vinteren blir forholdene dårligere fordi oksygen forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale som tilføres dypvannet, og liten dypvannsfornyelse gir liten ny tilførsel av oksygen. Omfanget av dypvannsfornyelsene - og dermed oksygenforholdene, vil variere fra år til år.

Hensikten med målingene er primært å overvåke oksygenforholdene i fjordområdet. Dessuten vil man så langt som mulig trekke sammenligninger med tidligere år.

I vurderingene bruker vi følgende generelle skala, basert på FAO (1969) og Kirkerud og medarb. (1984);

Kritiske forhold: 0-2 ml/l
 Dårlige forhold: 2-3,5 ml/l
 Tilfredstillende forhold: > 3,5 ml/l

4.1. Måleprogrammet

Prøver for bestemmelse av temperatur, saltholdighet, oksygen og total organisk karbon (TOC) ble innsamlet seks ganger:

4. mars	18. august
21. april	13. oktober
16. juni	16. desember

Stasjoner og prøvedyp var:

St.1 Åmøyfjorden	St.5 Gandsfjorden	St.5A Riskafjorden
75m	100m	50m
100m	150m	75m
120m	200m	90m
	240m	

Temperaturen ble avlest fra vendetermometer, med presisjon $\pm 0,02^{\circ}\text{C}$. Saltholdigheten ble bestemt med laboratoriesalinometer, presisjon $\pm 0,003^{\circ}/\text{oo}$. Oksygenkonsentrasjonen ble bestemt ifølge Norsk Standard med presisjon 2-4%.

4.2. Åmøyfjorden

Fjorden har et største dyp på ca. 130m, som også er bunndypet ved st.1. Fjorden har ingen terskel av betydning.

Resultatene av målingene i 1985-86 er vist i fig.4.1. **De viser helt fine oksygenforhold.** Målingene av temperatur og saltholdighet viste at det foregikk minst en fullstendig dypvannfornyelse i løpet av de ca. 2 måneder mellom hver prøveserie. Dette viser at oksygentilførselen var vesentlig større enn oksygenforbruket.

4.3. Riskafjorden

Fjorden har et største dyp på ca. 95m, der st. 5A ligger. Forbindelsen mot Gandsfjorden er ca 65m på det dypeste, nord for Riskaholmen. Det betyr at vannutskiftningen fra ca 65m og til 95m dyp periodevis vil være liten.

Resultatene av målingene i 1985-86 er vist på fig.4.2. Tidsvariasjonene fulgte i hovedtrekkene det vanlige forløpet. Fram til mars 1986 var vannmassen i 95 m dyp overveiende stagnant, med kritiske oksygenforhold. Etter marstoktet var oksygentilførselen pga. dypvannsfornyelser tilstrekkelig for å opprettholde gode forhold fram til

november. Da gikk denne vannmassen på nytt inn i en stagnasjonsperiode, med raskt synkende oksygenverdier. Resultatene viser at denne vannmassen utsettes for markert belastning med organisk materiale.

Forholdene høsten 1986 var bedre enn høsten 1985. Grunnen til dette er bedre vannutskiftning i 1986 enn året før.

I 75m og 50m dyp har oksygentilførselen ved alle tidspunkt vært større enn oksygenforbruket, og oksygenproblemer i vannmassen har ikke vært registrert.

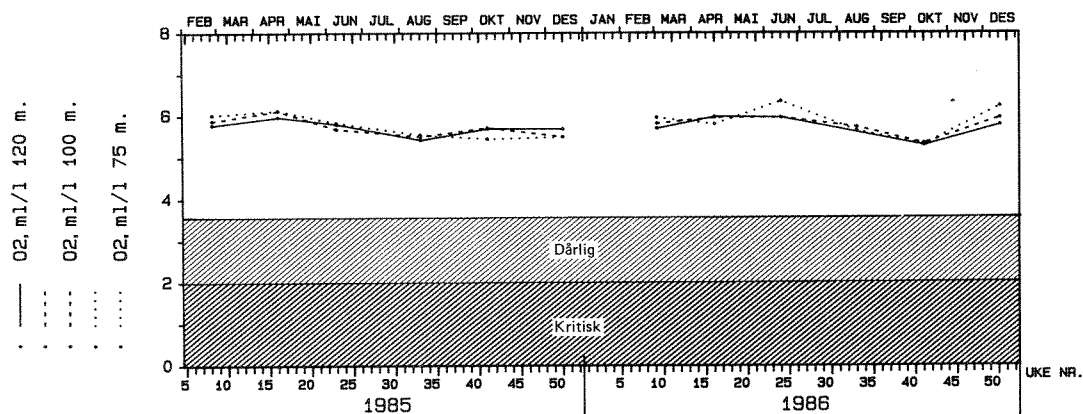
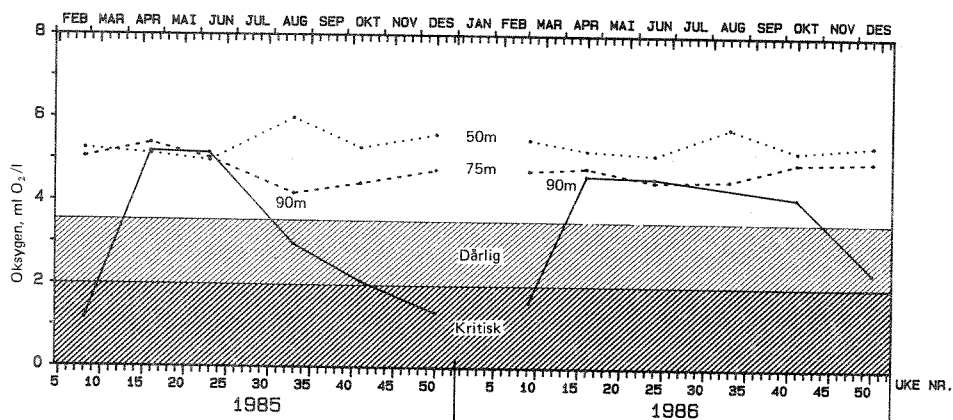
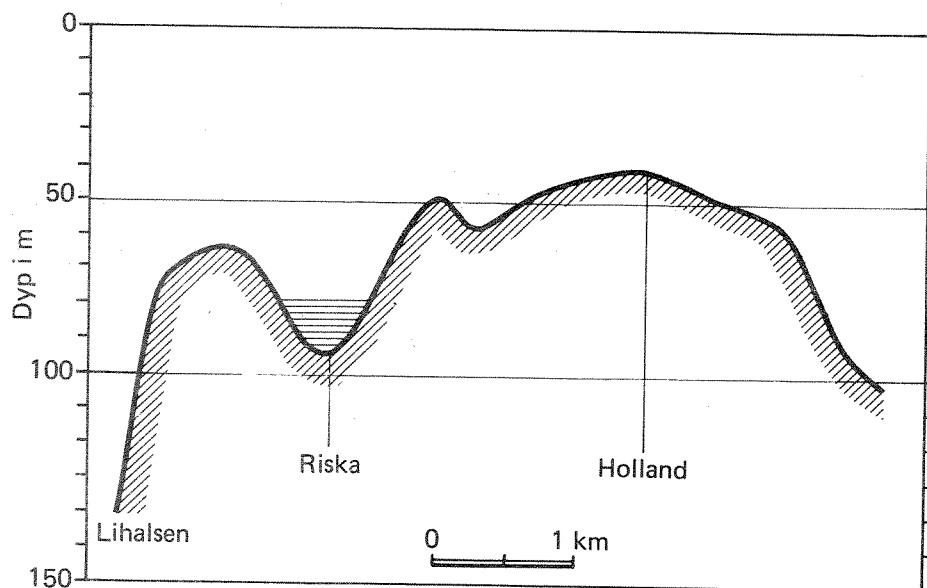


Fig. 4.1. Oksygenmålinger i Åmøyfjordens dypvann i 1985 og i 1986. Gode forhold.



A



B

Fig. 4.2.A. Oksygenmålinger i Riskafjordens dypvann i 1985-86. Periodevis dårlige-kritiske forhold under 80-85m dyp.

B. Langsgående bunnprofil av Riskafjorden. Horisontal skravur viser omfanget av vannmassen med oksygenproblem.

Konklusjonen er at oksygenproblemene i Riskafjordens dypvann, er konsentrert om de nederste 10-15m av vannmassen, dvs. en liten del av dypvannet.

4.4. Gandsfjorden

Fjordens største dyp er ca. 260m, hvor st.5 plassert. Utløpet av fjorden er ca. 100m på det dypeste, mot Høgsfjorden i nord-øst (iflg. sjøkart nr. 16).

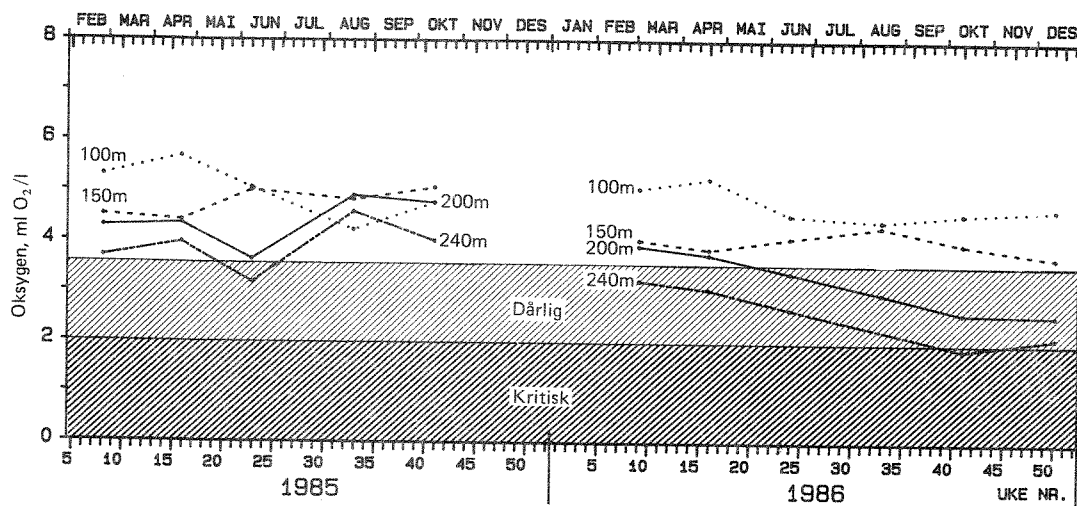
Resultatet av målingene er vist på fig. 4.3. Vannmassen under 200m dyp var i alt vesentlig stagnant fra mars til oktober, med gradvis synkende oksygenkonsentrasjoner. Den 13. oktober ble det i 200m og 240m dyp målt henholdsvis 2.6 ml O₂/l (38% metning) og 1.9 ml O₂/l (27% metning). Økningen i konsentrasjonene fra oktober til desember skyldes sannsynligvis ikke noen vanlig dypvannsutskiftning. Mest sannsynlig er den et resultat av økt vertikal blanding som følge av utstrømming av relativt tungt fjordvann over terskelen og en tilsvarende innstrømming av noe lettere (noe varmere og mindre salt kystvann) høyere oppe i vannsøylen. Dette sirkulasjonsmønsteret er vanlig for terskelfjorder om høsten.

En viss bekreftelse på denne antakelsen finner vi i temperaturen som i 100m dyp økte fra 6.81 til 7.67⁰C (6.64 til 6.67 i 150m dyp), og salt- holdigheten som i 100m dyp avtok fra 34.631 o/oo til 34.353 o/oo og i 240 m dyp avtok fra 34.894 o/oo til 34.876 o/oo.

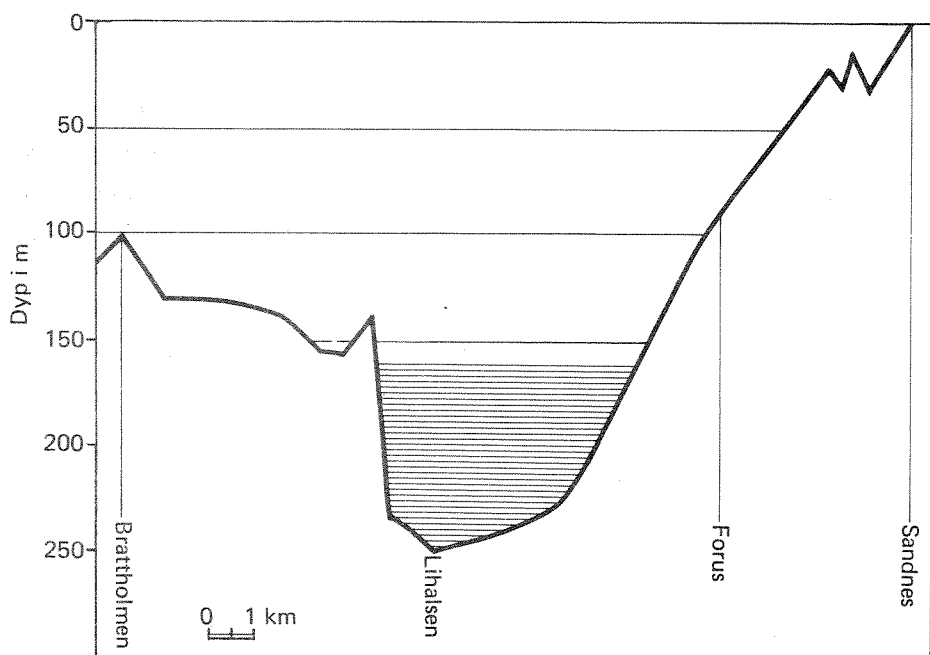
Målingene i 150m dyp viser at også dette er en vannmasse som periodevis får tilført for lite oksygen, men uten at det i 1986 eller i 1985 ble påvist dårlige forhold (laveste målte verdi: 3.7 ml O₂/l i desember). Man må imidlertid anta at kortvarige perioder med dårlige forhold iblant inntreffer.

I likhet med 1985 var oksygenproblemene i 1986 begrenset til vannmassen dypere enn 200m, men forholdene var noe dårligere enn i 1985. I 240m dyp ble i oktober registrert kritiske oksygenforhold. Den situasjonen varte trolig i 1-2 måneder, og omfattet neppe vannmassene høyere enn ca. 220m dyp.

Her kan tilføyes at målinger 4. mars 1987 viste ny nedgang i oksygenkonsentrasjonen, med 1.8 ml O₂/l i 240m og 2.5 ml O₂/l i 200 m dyp.



A



B

Fig. 4.3. A. Oksygenmålinger i Gandsfjordens dypvann i 1985-86. Periodevis dårlige forhold under ca. 200m dyp.
 B. Langsgående bunnprofil av Gandsfjorden. Horizontal skravur viser vannmassen med oksygenproblem.

4.5. Organisk stoff (TOC) i dypvannet

Konsentrasjonen av organisk stoff (total organisk karbon) i dypvannet indikerer belastningen. Det er analysert TOC i prøver fra 120m dyp i Åmøyfjorden, 90m i Riskafjorden og 240m i Gandsfjorden. Prøver er tatt annenhver måned.

Analysene viste avtagende verdier om våren, minimum om sommeren, og økende verdier igjen om høsten. Forløpet var temmelig parallelt i de tre fjordene. Et unntak var oktober-observasjonene, som viste en sterkere økning i Åmøyfjorden enn i Gandsfjorden. I Riskafjorden var verdiene i oktober lavere enn i august (Fig. 4.4).

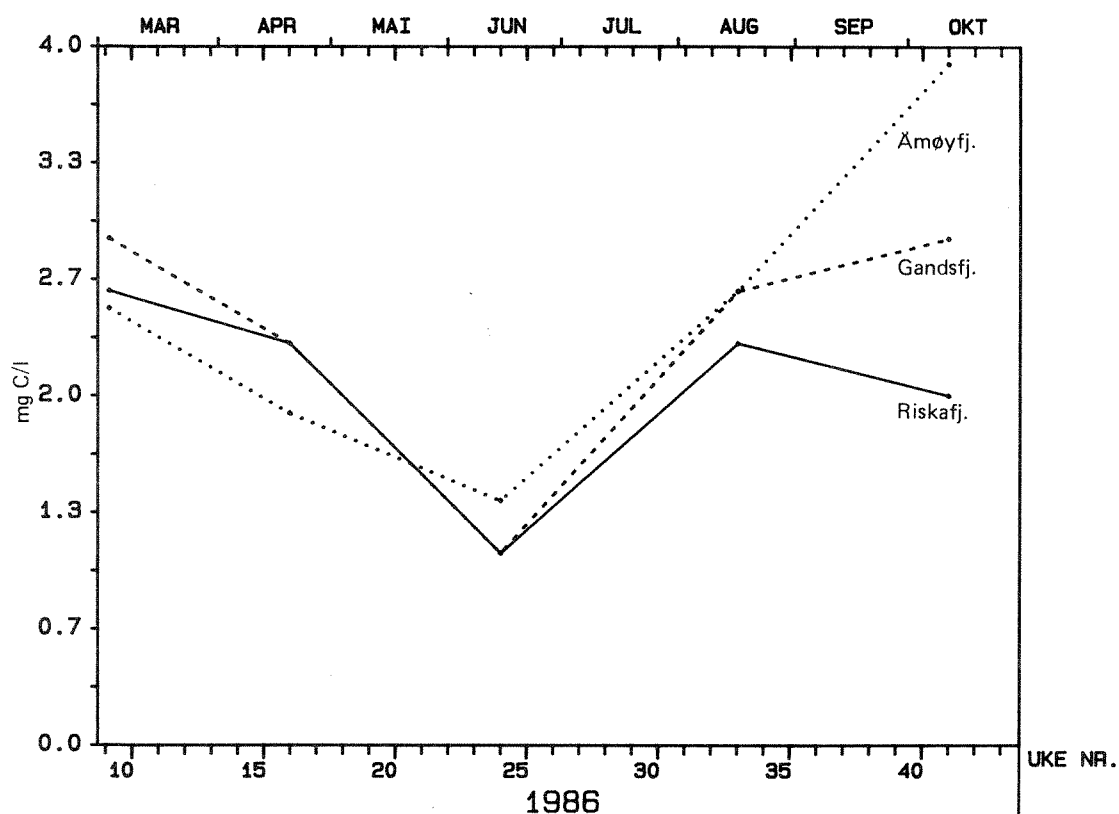


Fig. 4.4. Total organisk karbon (TOC) i Åmøyfjorden, Gandsfjorden og Riskafjorden.

En stor del av det organiske materialet i dypvannet vil stamme fra planktonproduksjonen i de øverste vannmasser. Siktedypsmålingene (kap. 3) indikerte høy planktonkonsentrasjon i overflatelaget i mars, lav i april-mai, svært høy i juli, og avtagende igjen fra juli til oktober 1986 (Fig. 3.1). De lave TOC-verdiene i juni gjenspeiler antagelig den lave planktonmengden i april-mai, de høyere TOC-verdiene i august den høye planktonmengden i juli. Siktedypsverdiene skulle ikke tilsi den observerte økningen av TOC i Åmøyfjorden i oktober, og noen rimelig forklaring er ikke funnet. Resuspensjon fra bunnen kan tenkes.

5. UNDERSØKELSER AV GRUNTVANNSSAMFUNN

De biologiske observasjoner i strandsonen har vært rettet mot mulige symptomer på effekter av overgjødning (dvs. belastning med nærings-salter fra kommunalt avløpsvann og andre kilder).

5.1. Metoder

Stasjonsnettets fremgår av fig. 5.1. Hovedvekten er lagt på registrering av alger i 0-2m dyp og observasjonene er utført ved snorkeldykking. Feltarbeidet ble utført i tiden 25.-26. august 1986. Lett kjennelige arter ble notert på stedet, mens det forøvrig ble samlet inn prøver for senere bestemmelse. Prøvene ble oppbevart i 2-4% formalin. Foruten algevegetasjon ble det gjort observasjoner av de mest fremtredende arter av større dyr, blågrønnalger og lav.

Inntil 1 g tørket tangprøve ble oppsluttet med konsentrert salpetersyre under trykk ved 120⁰C. Etter oppslutning ble det fortynnet til 100 ml med vann, og de aktuelle metaller ble bestemt med atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn. Samtidig med strandsonobservasjonene ble det innsamlet grisetang (Ascophyllum nodosum) til to parallelle metallanalyser på st. B3.

5.2. Resultater og diskusjon

I Vedlegg A1 (appendiks) er det ført opp alle funn av makroskopiske alger på de fire undersøkte stasjoner. Algene er inndelt i de tre hovedgruppene rødalger, brunalger og grønnalger. Artsantallet for hver algegruppe samt totalsummen av arter er ført opp for hver stasjon. I Byfjorden ble det funnet 52 arter og i Riskafjorden 36 (én stasjon). Gandsfjorden ble ikke undersøkt i 1986. Av en total på 58 arter var 24 rødalger, 23 brunalger og 11 grønnalger. I tabellen er det brukt en mengdemessig gradering hvor 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og assosiasjonsdannende. Assosiasjon er her brukt som en generell, ikke-kvantitativ term om algesamfunn, hvor en eller noen få arter dominerer. For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenes algesamfunn, er det i tabell A1 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper. Detaljerte sammenligninger mellom stasjonene kan bare gjøres under relativt like fysiske betingelser som fast underlag og bølgeeksponering.

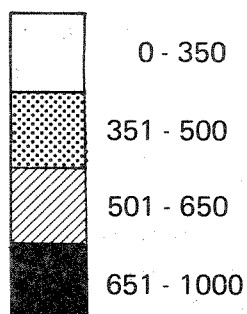


Fig. 5.1. Stasjoner for observasjoner av strandsonens plante- og dyresamfunn: ■. Stasjoner for metallanalyser: □.

Flere arter og slekter av grønnalgene favoriseres under miljøforhold som økt ferskvannstilrenning og/eller forurensningsbelastning i form

av organisk stoff og/eller næringsalter. Erfaringsmessig vil rene kystfarvann langs norskekysten med saltholdighetsnivåer over 25-30 o/oo normalt oppvise forholdstall mellom rød-, brun- og grønnalgearter på $45 \pm 10 : 35 \pm 10 : 15 \pm 5$ (Bokn 1979). Ved ferskvannstilførsler og/eller kloakkvannsutslipp kan brunalgene ofte vise størst konstans i ovennevnte relasjon, mens grønnalgene relativt hurtig utkonkurrerer rødalgene og overtar som den største algegruppe.

	B18	B19	B20	B5
B18		712	758	412
B19			693	675
B20				600
B5				



$$L = 1000 \frac{2c}{a+b}$$

a = antall arter på st. a

b = antall arter på st. b

c = antall felles arter

Fig. 5.2. Stasjonenes innbyrdes grad av likhet m.h.t. artssammensetning av fastsittende alger.

Figur 5.2 gjengir den innbyrdes likhet mellom stasjonene med hensyn til artssammensetningen. Den parvise likhet mellom stasjonene er regnet ut ved indeksen

$$L = 1000 \frac{2c}{a+b}$$

(hvor a=antall arter på stasjon a, b=antall arter på stasjon b, og c=antall felles arter). L-verdiene er presentert i matrisen over dia-

gonalen. Feltet under diagonalen er speilbilde av feltet over diagonalen, men anskueliggjort ved skraveringer i stedet for tall. I figur 5.3 er det forsøkt å anskueliggjøre artsantallet av fastsittende alger og prosentfordelingen mellom rød-, brun- og grønnalger for hver stasjon.

5.2.1. Byfjorden

To påfølgende års undersøkelser av algevegetasjonen på Tjuvholmen i Stavangers havnebasseng (B20) har vist en økende grad av overgjødning av overflatevannmassene. For hele Byfjorden er utviklingen mer usikker, men sammensetningen av organismesamfunnene ved Mekjarvik (B18) kan bære bud om en liten endring siden 1985.

For å få et tettere observasjonsnett i Ytre Byfjord og Åmøyfjorden, ble det i 1985 opprettet to nye stasjoner der (B18 og B19). På grunn av utvidelse av eksisterende kloakkutslipp i Stavanger havnebasseng og en mulig etablering av hovedutslippet like nord for havneområdet, ble det også opprettet en ny stasjon på Tjuvholmen (B20). Registreringer av organismesamfunnene ble fulgt opp på disse tre stasjoner i 1986.

Som i tidligere år (Bokn & Skei 1978, Knutzen & Bokn 1981, Bokn & Knutzen 1982, Bokn og medarb. 1986) var algevegetasjonen i Byfjorden relativt lik på alle de undersøkte lokaliteter, se fig. 5.2.

St. B18 i Ytre Byfjord skilte seg klart ut fra de fleste stasjoner i 1985. Registreringene i 1986 som kun omfattet tre stasjoner i fjorden viste stor likhet mellom Mekjarvik (B18), Hundvåg N (B19) og Stavanger havnebasseng (B20). Forholdstallene mellom algegruppene, tabell A1, viser en økning av grønnalger på st. B18. Dette kan være grunnen til at alle tre stasjoner var mer like i 1986 enn i 1985 (m.h.p. den fastsittende algevegetasjon). Det har også vært en økning av brunalger på bekostning av rødalger. Sannsynligvis er dette en normal variasjon, som ligger innenfor det normale forholdstall mellom algegruppene.

St. 19 på Hundvåg viste seg å være mest artsrik. Artsantallet av grønnalger var relativt lavt, mens en forskyvning fra brunalgedominans i 1985 til en mer jevnere fordeling med rødalgene ble observert i 1986. Som for st. 18 ligger forholdstallene innenfor normalen.

St. 20, Tjuvholmen i Stavanger havnebasseng, var den stasjonen som påkalte mest oppmerksomhet i 1985 (Bokn og medarb. 1986). Organismesamfunnene i strandsonen viste grønnalgevekst klart over det som ble funnet på de øvrige åtte stasjoner, og det ble konkludert med over-

gjødsling av overflatevannmassene. Denne tendensen med øket vekst av grønnalger ble forsterket i 1986, fig. 5.3. Nærmere 30% av algeartene var grønnalger, hvilket ligger nær opp til forholdene i Hillevågen og Sandnesvågen midt i 1970-årene (Bokn & Skei 1978).

Denne effekten er sannsynligvis svært lokal, men algefloraen synes å danne et algefloristisk overgangsområde til den mer kloakkvannsbelastede Gandsfjorden.

Av de mest interessante algefunn som ble gjort i 1985, var observasjonene av draughtare (*Saccorhiza polyschides*) på stasjonene Ulsnes (B2) og B20. I 1986 ble draughtare funnet på alle tre undersøkte stasjoner i Byfjorden. Den var kun vanlig på B20. Taren er en art som forekommer fra Stavanger til Nordland (Rueness 1977). Det mest iøynefallende ved disse registreringer er at de største populasjonene ble funnet i de mest eutrofe vannmassene, d.v.s. på st. B20 såvel i 1985 som i 1986, se tabell A1.

Dersom de tre stasjonene i Byfjorden ses under ett er forholdet mellom de tre algegruppene forskjøvet mot høyere andel grønnalger i 1986 sammenlignet med 1985 (16.9-21.2%). Forbehold må tas om de tre undersøkte stasjoner i 1986 er representative for de åtte stasjoner som ble underkastet registrering i 1985. Skjønnsmessig skulle de være det.

5.2.2. Riskafjorden

Ut fra algevegetasjonen var det ingen tegn på overgjødsling av overflatevannmassene i Riskafjorden sommeren 1986.

I denne fjorden er det gjennomført registreringer i 1976, 1985 og 1986 (Bokn & Skei 1978, Bokn og medarb. 1986). Ved å bruke similaritetsindeksen i fig. 5.2, ser en at registrert algevegetasjon i alle tre år er svært like hverandre.

Antall rødalgearter har vært svært konstant, mens grønnalgeprosenten har øket på bekostning av antall arter av brunalger siden 1976. Imidlertid ligger alle tre algegruppene innenfor omtalt normaltall.

Fig. 5.2 viser at B5 skilte seg ut fra to av de tre undersøkte stasjonene i Byfjorden. Som i 1985 var den største ulikheten mellom st. B18 og st. B5, hvilket forklares med den store forskjellen i vannbevegelse på de to lokalitetene (Bokn og medarb. 1986).

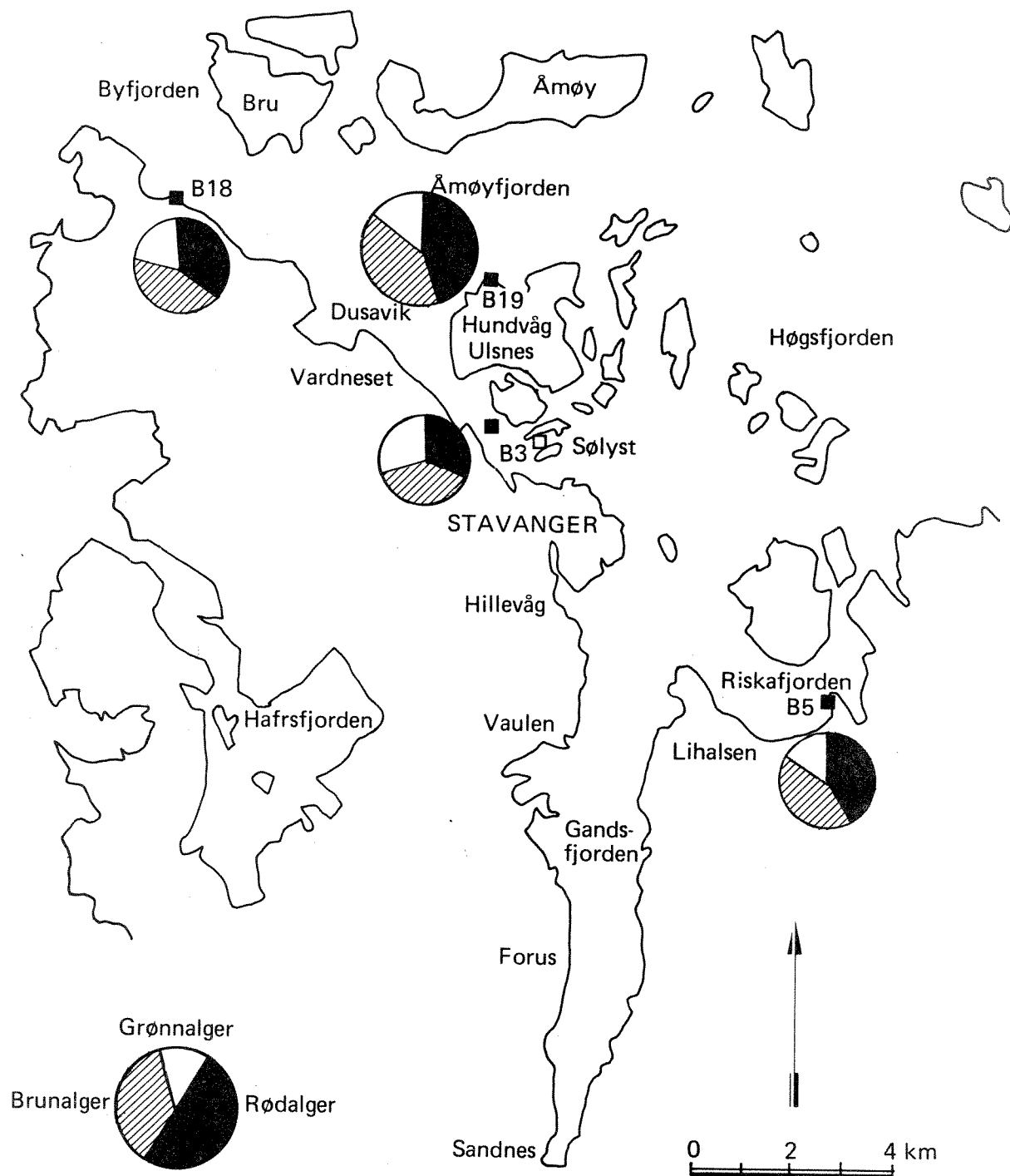


Fig. 5.3. Samlet antall arter av grønnalger, rødalger og brunalger og prosentvis fordeling på de tre grupper. (Symboleksempel viser 50 arter (= 2 cm sirkeldiameter) og en tilnærmet normalfordeling i uforurensede, lite ferskvannspåvirkede områder).

5.2.3. Metaller i grisetang

Sammenlignet med data fra tidligere år ligger metallnivåene i grisetang på samme nivå som de senere år eller noe lavere. Alle stasjonene er lite belastet.

Resultatene av analysene på metallinnhold i tang finnes i tabell 5.1. Stasjonsplasseringen fremgår av figur 5.1. I 1986 ble det ut fra tidligere års data kun analysert to parallellprøver av grisetang - Ascophyllum nodosum fra Sølyst (B3).

Ingen av analysedataene lå over antatte normalnivåer (Knutzen 1979, Eisler 1981). På st. B3 var sinkkonsentrasjonen sunket siden 1985 (Bokn og medarb. 1986). Sammenligninger med tidligere år finnes i figur 5.4.

Tabell 5.1. Metaller i grisetang (Ascophyllum nodosum) fra Byfjorden, st. B3 (to paralleller), basert på tørrvekt, 26.8.1986.

	Cd µg/g	Cu µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
1. parallell	0.25	5.81	<1.2	0.77	86.5
2. parallell	0.32	5.80	1.78	0.68	87.0
Gjennomsnitt	0.29	5.81	<1.5	0.73	86.8

Art	Stasjoner/år	Kvikksølv			Kadmium		Bly			Kobber		Sink			Nikkel		Sølv		
		0.05	0.25	0.40	1	2	2	5	8	10	20	100	200	300	10	20	0.5	1	1.5
G	St. B16	1981						<0.5								<1.5			
	Bru	1985						0.3								0.48			< 0.2
B	St. B17	1980						<3											<0.5
B	St. B1	1976						<1											<10
	Vardeneset	1980						<3											<10
G	St. B1	1985						0.4											<0.2
G	St. Kalhammeren	1981																	
	N. for utslipp																		
G	St. B2	1985						0.25											
B	St. B3	1976																	<10
	Sjølyst	1980						<3											
G	St. B3	1981																	<1.5
	Sjølyst	1985																	1.6
	Sjølyst	1986						0.73											<1.5
G	St. B5 Riska	1985						0.3											0.7

Fig. 5.4. Metallinnhold i alger fra Byfjorden og Riskafjorden, mg/kg tørrvekt. B=Blåretang, G=Grisetang. Antatt øvre grense for "normalinnhold" er markert med stiplede lodrette linjer.

6. LITTERATUR

- Andreassen, E., 1974. Resipientundersøkelser i sjøområdene i Stavangerregionen. Rapport nr. 1. Generelle forhold. Forurensningstilførsler - tidligere undersøkelser. 0-197/71. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 136 s.
- Aure, J. & A. Nittve, 1976. Resipientundersøkelser ved Stavanger, Del 2. Innledende marinofysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og Gandsfjorden. VHL.
- Bokn, T., 1979. Use of Benthic Algae Classes as Indicators of Eutrophication in Estuarine and Marine Waters. Pp. 138-146 in: The use of ecological variables in environmental monitoring (ed. H. Hytteborn). Naturvårdsverket, rapp. 1151.
- Bokn, T. & J. Skei, 1978. Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya, september 1976. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 0-76082, 66 s.
- Bokn, T. & J. Knutzen, 1982. Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1981. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 56/82. Norsk institutt for vannforskning. Oslo. 35 s.
- Bokn, T., Molvær, J. & B. Rygg, 1986. Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1985. Rapport 0-84138. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 61 s.
- Byveterinæren i Stavanger, 1979. Overvåking av fjordsystemene rundt Stavangerhalvøya 1977-1979. Rapport 1 B og 2 B, 1979, 55 s. inkl. vedlegg.
- Dahle, A.B., 1984. Resipientundersøkelser i fjordområdene rundt Jæren 1982-1984. Rogalandsforskning. Rapport T 27/84. Del I og II, 50 + 56 s.
- Eisler, R., 1981. Trace Metal Concentrations in Marine Organisms. Pergamon Press. New York. 698 pp.
- FAO, 1969. Fishery technical paper no. 94. Rome. 70 pp.
- Johannessen, P.J., 1977. Resipientundersøkelse av fjordene rundt Stavanger og Sandnes med hovedvekten lagt på bunnforhold og bunndyr. Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen. Rapport, 44 s.

- Kirkerud, L., Knutzen, J., Magnusson, J., Ormerod, K. & B. Rygg, 1984. Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøreseipienter. Rapport 81006-7. Norsk institutt for vannforskning Oslo. 88 s.
- Kjos-Hanssen, B., 1974. Punktutslipp av metallisk kvikksølv i marint miljø (Gandsfjorden). *Industri og Miljø*, 6: 9-11.
- Knutzen, J., 1979. Benthosalger og moser som metallindikatorer. Særtrykk av *Vann* 1979 (2), 6 s. (Særtrykket er korrigert for feil i originalartikkel).
- Knutzen, J. & T. Bokn, 1981. Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1980. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 22/81. Norsk institutt for vannforskning. Oslo.
- Molvær, J., 1987. Håsteinfjorden som resipient. Vurdering av vannkvalitet. Rapport 0-86103. Norsk institutt for vannforskning. Oslo. 39 s.
- NOU, 1984: 28. Helserådstjenesten. Sosialdepartementet. Oslo.
- Regionplankontoret for Jæren, 1979. Resipientundersøkelser av fjordene rundt Stavangerhalvøya. 1/10 1979, 127 s.
- Rueness, J., 1977. Norsk algeflora. Universitetsforlaget. Oslo. 266 pp.
- SIFF (Statens institutt for folkehelse), 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - badevann. Rev. utgave nov. 1976.
- Simensen, T. & S. Stene Johansen, 1966. En resipientundersøkelse av Gandsfjord og Hafrsfjord 1964/65. 0-11/64. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 46 s + vedlegg.
- Staveland, K., 1985. Vannkvaliteten ved sjøbadeplassene ved Stavanger 1973-85. Byveterinæren i Stavanger. Stavanger.
- Thendrup, A., 1977. Resipientundersøkelse ved Stavangerhalvøya. Marinfysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og Gandsfjorden. VHL.

VEDLEGG

Tabell A1. REGISTRERTE ARTER AV RØDALGER, BRUNALGER, GRØNNALGER.

x=tilstedeværende, 1=sjelden, 2=vanlig, 3=assosiasjonsdannende.

R = Rødalger, B = Brunalger, G = Grønnalger

Stasjonsbetegnelse	Byfjorden			Riskafjorden
	B18	B19	B20	B5
RØDALGER (R)				
Ahnfeltia plicata - sjøris	1	1		
Bonnemaisonia hamifera (Trailliella)	1	1		1
Callithamnion corymbosum				1
Ceramium rubrum - vanlig rekeklo	2	2	2	2
Ceramium shuttleworthianum	3			
Chondrus crispus - krusflik		1	1	2
Corallina officinalis - krasing	2	2		2
Delesseria sanguinea		1		1
Dilsea carnosa		1		
Furcellaria lumbricalis - svartkluft		1		2
Gigartina stellata - vorteflik	2	1	2	2
Hildenbrandia rubra - fjæreblood			2	2
Lithothamnion sp.		1		1
Palmaria palmata - søl	2	2	2	
Phycodrys rubens - eikeving	2	2	1	
Phyllophora pseudoceranoides	1		1	
Phyllophora truncata			1	
Phymatolithon lenormandii	2	3	2	2
Polysiphonia brodiaei - penseldokke				1
Polysiphonia lanosa		1		
Polysiphonia urceolata		1		1
Porphyra umbilicalis - v. fjærehinne		2	2	1
Ptilota plumosa - draugfjær		1		
Rhodomela confervoides - teinebusk	2	1	1	
Antall pr. stasjon R	11	18	11	14

Tabell A1, forts.

Stasjonsbetegnelse	Byfjorden			Riskafjorden
	B18	B19	B20	B5
BRUNALGER (B)				
Alaria esculenta - butare	1			
Ascophyllum nodosum - grisetang		1		2
Asperococcus turneri - bred vortestykk				1
Chorda filum - marthaum	1	1	1	2
Chordaria flagelliformis - strandtagl	1	2	1	2
Dictyosiphon foeniculaceus vanlig finsveig		2		1
Dictyota dichotoma - tvebendel				2
Ectocarpus fasciculatus	2	2	2	
Ectocarpus siliculosus				1
Elachista fucicola - tanglo	2	2	2	1
Fucus serratus - sagtang	2	3	3	3
Fucus spiralis - spiraltang	3	3	3	3
Fucus vesiculosus - blæretang		2	2	1
Halidrys siliquosa - skulptetang	2	2		2
Laminaria digitata - fingertare	3	3	2	3
Laminaria hyperborea - stortare	3	2	3	
Laminaria saccharina - sukkertare	2	3	2	2
Litosiphon pusillus	1			
Petalonia fascia			1	
Cf. Ralfsia sp.	1	1	1	2
Saccorhiza polyschides - draughtare	1	1	2	
Scytosiphon lomentaria - fjæreslo				1
Sphacelaria cirrosa		2		
Antall pr. stasjon B	14	16	13	16

Tab. A1, forts.

Stasjonsbetegnelse	Byfjorden			Riskafjorden
	B18	B19	B20	B5
GRØNNALGER (G)				
Blidingia minima			1-2	
Chaetomorpha linum		2		
Chaetomorpha melagonium	2	1	1	
Cladophora rupestris - v. grønndusk	2	2	2	2
Cladophora sp. - grønndusk		1-2	2	2
Codium fragile - pollpryd	1	1	1	2
Enteromorpha linza	1		1	
Enteromorpha sp. - tarmgrønske	1	1	2	2
Prasiola stipitata			2	1
Spongomorpha centralis	2		1	
Ulva lactuca - havsalat	1	1	1	2
ANTALL PR STASJON (G)	7	7	10	6
TOTAL ANTALL PRA STASJON (R+B+G)	32	41	34	36
% pr stasjon				
R	34.4	43.9	32.4	38.9
B	43.7	39.0	38.2	44.4
G	21.9	17.1	29.4	16.7