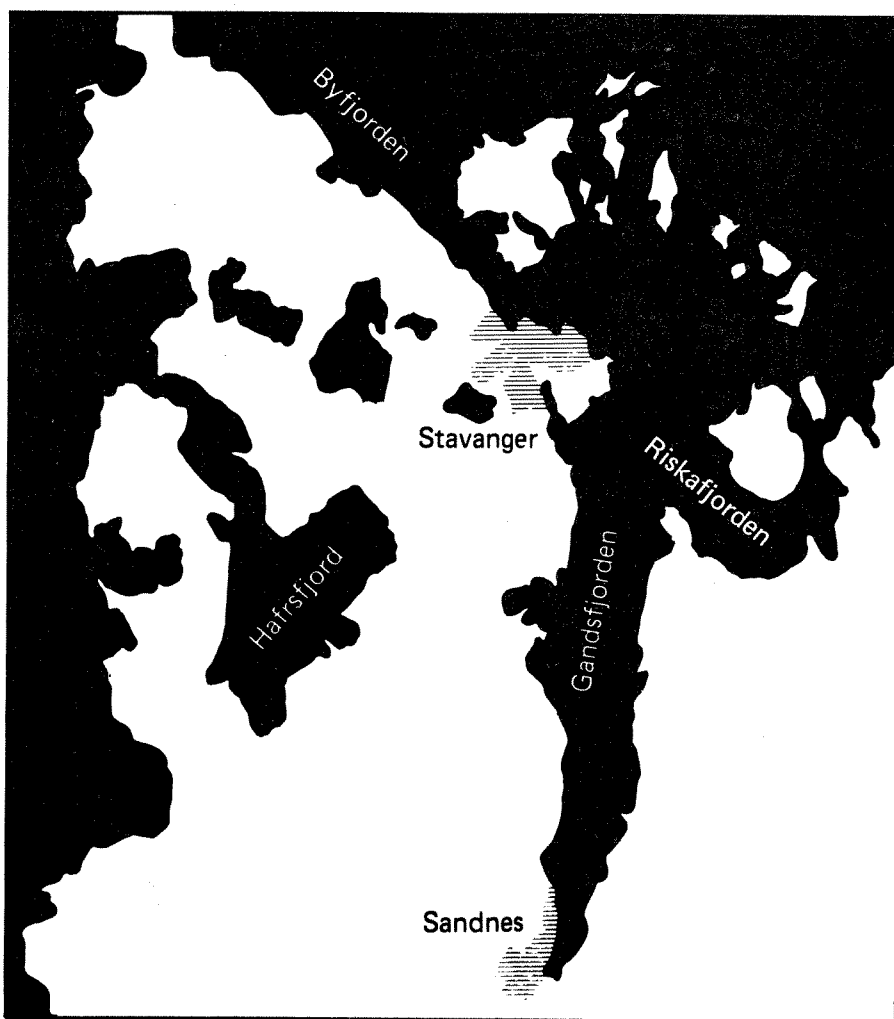


O - 87003

Overvåking av Gandsfjorden,
Riskafjorden og Byfjorden,
Stavanger 1987



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

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

Prosjektnr.:	0-87003
Undernummer:	
Løpenummer:	2133
Begrenset distribusjon:	Åpen

Rapportens tittel: OVERVÅKING AV GANDSFJØRDEN, RISKAFJØRDEN OG BYFJØRDEN, STAVANGER 1987	Dato: 4. juli 1988
	Prosjektnummer: 0-87003
Forfatter (e): Tor Bokn Jarle Molvær	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 som tidligere lite til moderat forurenset. Nivåene av termotolerante koliforme bakterier viste en periodevis kloakkvannspåvirkning av Indre By- og Gandsfjorden. Konsentrasjonen av næringssalter (fosfor, nitrogen) lå på samme moderate nivå i Gandsfjorden og Indre Byfjord. Øket utslipp av næringssalter forventes å bidra til økt algevekst. 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 i alle tre år preg av overgjødning, sannsynligvis forårsaket av kloakkutslippet ved Bjergsted.

4 emneord, norske:

1. Forurensningsovervåking 1987
2. Hygieniske aspekter
3. Næringssalter
4. Oksygennivåer
Fastsittende alger

4 emneord, engelske:

1. Pollution monitoring 1987
2. Hygienic aspects
3. Nutrients
4. Oxygen levels
Benthic algae

Prosjektleder:



Tor Bokn

For administrasjonen:



Tor Bokn

ISBN - 82-577-1414-3

0-87003

OVERVÅKING AV GANDSFJORDEN, RISKAFJORDEN OG BYFJORDEN

1987

Oslo, 4. juli 1988

Prosjektleder: Tor Bokn

Medarbeidere: Unni Efraimsen

Jarle Molvær

K.O. Gjerstad (Byveterinæren
i Stavanger)

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 næringsalter. Båtfører og feltassistenter har vært rektor Sigurd Aartun m/to klasser fra Grødem skole.

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. Fagassistent Unni Efraimsen har hatt kontroll med feltarbeid og prøver samt ansvar for primær databehandling, og cand.-real. Tor Bokn har hatt ansvaret for undersøkelsene av gruntvannssamfunn ved siden av å være prosjektleder.

Oslo, 4. juli 1988



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, BYFJORDEN OG RISKAFJORDEN	8
3.1. Hygieniske forhold	8
3.2. Siktedyp	11
3.3. Plantenæringsalter i overflatelaget	12
3.3.1. Variasjonsmønster og nivåer	12
3.3.2. Sammenligning av stasjonene	15
3.3.3. Stoffbudsjetter for Byfjorden	16
4. OKSYGENFORHOLD I DYPVANNET I GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN	20
4.1. Måleprogrammet	20
4.2. Riskafjorden	21
4.3. Gandsfjorden	24
5. UNDERSØKELSER AV GRUNTVANNSSAMFUNN	27
5.1. Metoder	27
5.2. Resultater og diskusjon	27
5.2.1. Byfjorden	31
5.2.2. Riskafjorden	32
6. LITTERATUR	34
VEDLEGG 1: Tabell A1. Registrerte arter av rødalger, brunalger og grønnalger	37

1. HOVEDKONKLUSJONER

Tilstand i 1987

- Ut fra Helsedirektoratets krav til godt badevann var belastningen av termotolerante koliforme bakterier i 1m dyp i Indre Byfjord og Strømvig i Gandsfjorden fremdeles for høy. Det hygieniske badevannskriteriet var strengt tatt bare oppfylt på prøvestasjonen i Riskafjorden. Dette betyr imidlertid ikke at det uten videre er helsefarlig å bade i Indre Byfjord. Kriteriet er mer et mål for en ønsket vannkvalitet enn en gjenspeiling av helserisiko.
- Målingene av siktedyp viste varierende og tildels lave verdier i juli. En stor oppblomstring av ufarlige kalkflagellater ble observert i første halvdel av måneden. Slike fenomener er nødvendigvis ikke avhengig av forurensede vannmasser, men hyppige oppblomstringer illustrerer at forholdene er labile, og bør således holdes under oppsikt.
- Næringssaltmålinger (fosfor, nitrogen) har pågått i to år. 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. Analysene viser at en stor del av næringssaltene er knyttet til partikulært materiale.
- Oksygenmålinger i Riskafjordens dypvann viste stagnante vannmasser med kritiske oksygenverdier i de nederste 10m av vannmassene i desember 1987. Oksygenproblemene i Gandsfjorden var begrenset til vannmassen dypere enn 200m. Under dette dyp ble det i første halvår 1987 registrert dårlige/kritiske oksygenforhold.
- Algevegetasjonen på alle fire lokalitetene gjenspeilte et variert og artsrikt organismesamfunn. Imidlertid er det trekk ved sammensetningen av algegruppene på st. B20, østvendt på Tjuvholmen som viser at overflatevannmassene er overgjødslet. Disse effektene er sannsynligvis forårsaket av kloakkutslippet ved Bjergsted. Ved øket næringssaltbelastning i fjorden bør også de andre lokaliteter overvåkes.

Ut fra algevegetasjonens sammensetning sommeren 1987 var det få tegn på overgjødning av overflatevannmassene i Riskafjorden. Men den negative utvikling siden 1976 må tas i betraktning.

Utviklingstendenser fra 1976 til 1987

- Konklusjonene når det gjelder de hygieniske forhold i Byfjorden er at man ikke med rimelig sikkerhet kan påvise noen endring i den ene eller annen retning de siste 3 år. Med hensyn til badevannskriteriet er de gjennomsnittlige forhold oftest akseptable, men det prosentvise antall verdier over 50 bakterier/100 ml er et problem.
- Ut fra de foreliggende data om næringssalter kan man ikke med rimelig sikkerhet påvise forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjoner mellom Indre Byfjord og Gandsfjorden. Ved beregninger av næringsstoffbudsjetter fremstår Indre Byfjord som en dårligere resipient enn ytre del av fjorden. Dette er uavhengig av kjemisk rensing av fosfat.
- I likhet med 1985-86 var oksygenproblemene i Gandsfjorden i 1987 begrenset til vannmassen dypere enn 200m, men forholdene var noe dårligere enn de to foregående år. Riskafjordens dypvann er utsatt for en markert belastning med organisk materiale, hvilket vil gi jevnlige perioder med dårlige/kritiske oksygenforhold om høsten og vinteren.
- Tre års undersøkelser, 1985-1987, av algevegetasjonen på Tjuvholmen i Stavangers havnebasseng (B20) har vist en betydelig grad av overgjødning av overflatevannmassene. For hele Byfjorden er utviklingen mer usikker, men sammensetningen av organismesamfunnene ved Mekjarvik (B18) og Saltneset på Hundvåg (B19) kan bære bud om vannmasser som ikke bør tilføres ytterligere mengder næringssalter.

Ut fra algevegetasjonens utvikling siden 1976 kan det være tegn på at en overgjødningsprosess har startet i overflatevannmassene i Riskafjorden det siste året.

2. INNLEDNING

2.1. Beskrivelse av området

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

- Byfjorden: mottar store utslipp av kommunalt og delvis også industrielt avløpsvann. Dyputslipp 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. Dyputslipp 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, Mathisen og medarb. 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 Rogalandforskning presentert sine resultater (Dahle 1984). En ny treårsundersøkelse ble startet i 1985 og utføres av NIVA. De to første års vurderinger foreligger i Bokn og medarb. (1986 og 1987). Foreliggende rapport omfatter således data fra siste år av denne treårsundersøkelsen.



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

3. UNDERSØKELSER AV VANNKVALITETEN I OVERFLATELAGET I GANDSFJORDEN, BYFJORDEN OG RISKAFJORDEN

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 10.6-26.8.87 ble vannprøver innsamlet i 1m dyp på 4 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 44⁰C ble bestemt. Prøve- innsamlingen fulgte dermed samme opplegg som i 1985 og 1986, med unntak for at Riskafjorden inngikk i 1987-undersøkelsen.

Resultater og diskusjon

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 enkelttilfellene".

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.

Resultatene av analysene er vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Termotolerante koliforme bakterier i Byfjordens og Riskafjordens overflatelag sommeren 1987.

Dato	St.2 Byfj.	St.3 Byfj.	St.5A Riskafj.	St.5C Strømv.
870606	320.	120.	7.	250.
870617	50.	10.	0.	100.
870624	2.	40.	0.	12.
870701	50.	90.	1.	110.
870708	1.	36.	0.	1..
870715	16.	55.	0.	12.
870722	250.	360.	1.	60.
870729	40.	23.	0.	6.
870805	155.	51.	0.	20.
870812	2.	25.	0.	18.
870819	146.	82.	4.	67.
870826	10.	100.	80.	300.
Arit. mid.	87	83	8	80
Geom. mid.	26	55	2	40
Antall >50	33%	58%	8%	50%

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 stasjonene 2, 5A og 5C. For stasjonene 2 og 5C var imidlertid flere enn 10% av verdiene høyere enn 50 E.coli pr. 100 ml.

Med unntak for Riskafjorden viser altså resultatene at det oftere er en viss påvirkning av kommunalt avløpsvann i 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 altså det hygieniske badevannskriteriet strengt tatt bare oppfylt på stasjonen i Riskafjorden sommeren 1987.

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.

I tabell 3.2 er tilsvarende analyser fra sommeren 1985 og sommeren 1986 oppsummert. Vi har brukt en ikke-parametrisk test på median (Mann-Whitney) for å undersøke om det er markerte forskjeller mellom de tre årene. Testen gav ikke grunnlag for å påstå at forholdene de tre årene var statistisk signifikant forskjellig, når man krever en sannsynlighet på minst 90%. Det "nærmeste" var 86% sannsynlighet for at tilstanden på st.2 i Byfjorden var dårligere i 1987 enn i 1986, og en 80% sannsynlighet for at tilstanden i Strømvig var dårligere i 1987 enn i 1986.

Tabell 3.2. Oppsummering av analysene av termotolerante koliforme bakterier i Byfjorden sommeren 1985 og sommeren 1986. Prøver fra 1 m dyp.

	1985			1986		
	St.2 Byfj.	St.3 Byfj.	St.5C Strømv.	St.2 Byfj.	St.3 Byfj.	St.5C Strømv.
Arit. mid.	71	91	56	38	69	56
Geom. mid.	36	47	13	19	37	26
Antall >50	50%	50%	50%	17%	50%	33%

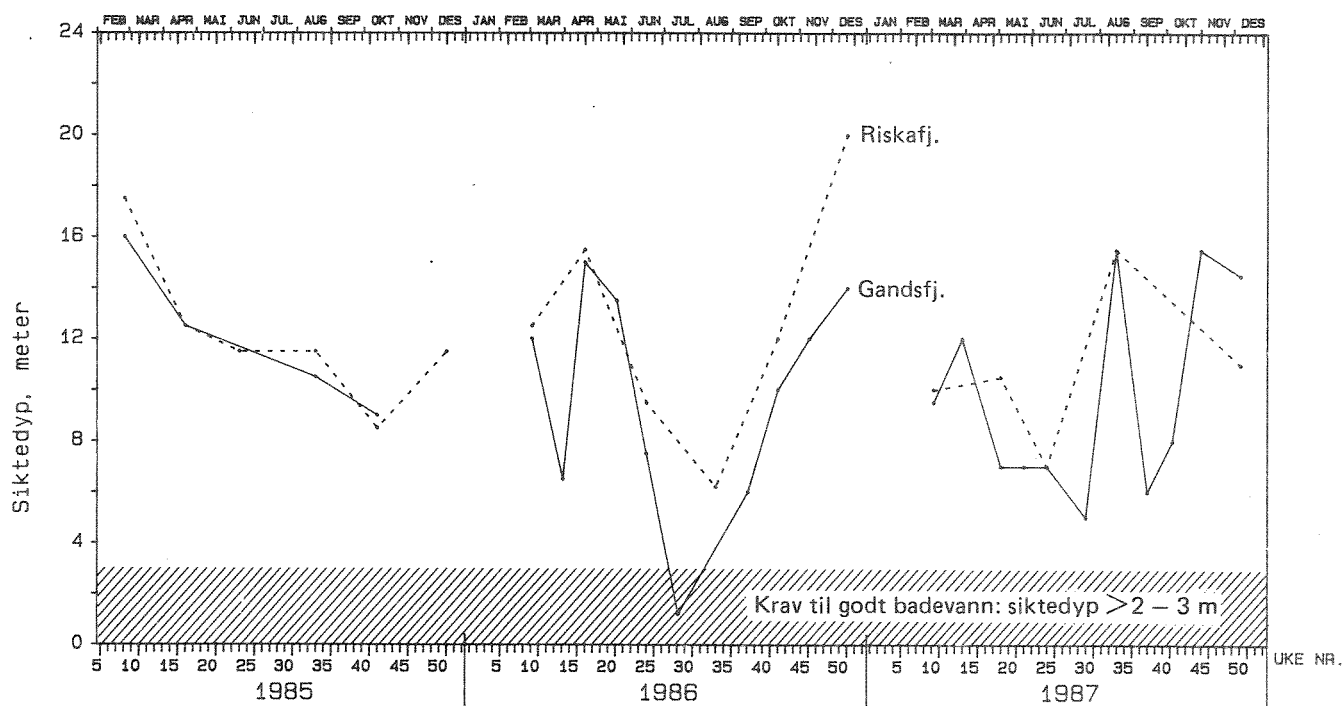
Konklusjonen for denne delen av overvåkingen blir dermed at man ikke med rimelig sikkerhet kan påvise noen endring i den ene eller annen retning de siste 3 år. Med hensyn til badevannskriteriet er de gjennomsnittlige forhold oftest akseptable, men det prosentvise antall verdier over 50 er et problem.

3.2. Siktedyp

Siktedyp ble målt 8-13 ganger i Gandsfjorden (st. 5), og Riskafjorden (st. 5A). Resultatene er vist i fig. 3.1 sammen med målingene fra 1985-86.

Målingene viste i hovedtrekk samme mønster som i 1986. Tilstanden sommeren 1987 domineres av en stor oppblomstring av planteplankton i første halvdel av juli. Næringsmiddelkontrollen i Stavanger påviste da at det dreide seg om kalkflagellater som i sollys gir vannet et gråhvitt eller melkehvitt utseende (intervju med K. Gjerstad, Stavanger Aftenblad 14.7.87). Dette er et årvisst og ufarlig fenomen i flere norske fjorder og poller, og oppblomstringen kan opptre uavhengig av forurensede vannmasser (Braarud og medarb. 1955). Under denne oppblomstringen var siktedypet i Riskafjorden ned i 2.3 m, og i Strømvig (st.5C) bare 1.9 m. Til sammenligning krever helsemyndighetene at godt badevann skal ha et siktedyp bedre enn 2-3 m.

De to markerte planktonoppblomstringene som har blitt registrert i 1986 og i 1987 kan ikke alene tas som bevis på en endring av eutrofi-situasjonen i fjordsystemet omkring Stavanger. Men de illustrerer at forholdene er labile, og bør holdes under oppsikt.



Figur 3.1. Målinger av siktedyp i Gandsfjorden (st.5) og Riskafjorden (st. 5A) i 1985, 1986 og 1987.

3.3. Plantenæringsalter i overflatelaget

Hensikten med målinger av plantenæringsalter i overflatelaget i 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 1986 var også st. 1, Åmøyfjorden, med i programmet. I 1987 samt januar 1988 ble 12 prøveserier tatt som blandingsprøver fra 0-2m og fra 10m dyp til følgende tidspunkt:

4. mars	25. mai	17. august	2. november
30. mars	15. juni	14. september	8. desember
4. mai	20. juli	7. oktober	4. januar 1988

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

Vi skal først gi en kort omtale av variasjonsmønster og nivåer, og deretter bruke resultatene i forbindelse med stoffbudsjetter.

3.3.1 Variasjonsmønster og nivåer

Resultatene fra 0-2m dyp på st. 2 og st. 3 i Indre Byfjord og på st. 5 i Gandsfjordens ytre del (fig. 2.1) er vist på fig. 3.2-3.7. I hovedtrekk viser alle figurene det vanlige tidsforløpet i en vannmasse der det i sommerhalvåret er tilstrekkelig lys for planteplanktonproduksjon: Sommerstid finnes der gjennomgående lite fosfat, nitrat og ammonium pga. opptak i planteplankton, ved at overflatelagets nærings-saltinnhold avtar når dødt planteplankton synker ned i dypere vannlag. Vannmassene er preget av relativt svake vertikale blandingsprosesser og større stabilitet i vannmassene enn vinterstid.

Forskjellen mellom henholdsvis totalnitrogen og totalfosfor på den ene side og nitrat, ammonium og fosfat på den annen side, viser at en stor del av næringssaltene er knyttet til partikulært materiale (særlig for nitrogen).

Vi merker oss at tidsvariasjonene er større i Byfjorden enn i Gandsfjorden. Dette er ikke uventet fordi disse stasjonene ligger relativt nær land, og nær dyputsippet ved Bjergsted. Enkelte av tilfellene med høye konsentrasjoner kan klart skyldes gjennombrudd til overflatelaget av avløpsvann fra Bjergsted (f.eks. oktober 1986 og januar 1988).

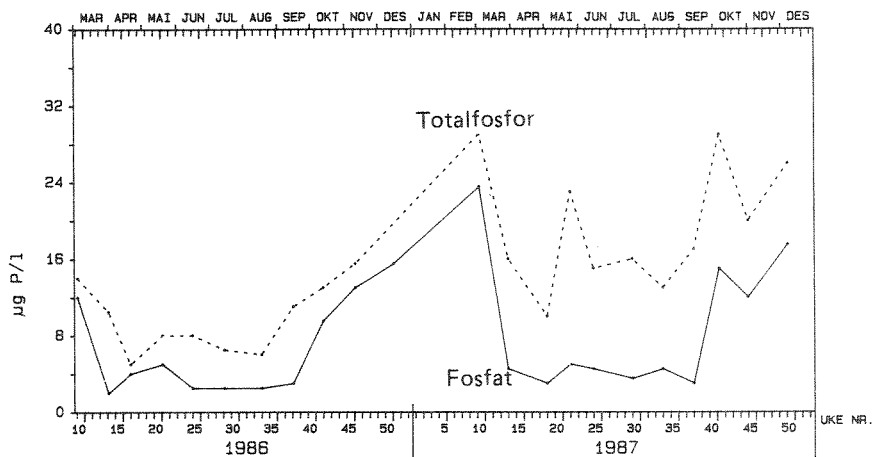


Fig. 3.2. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 2 i Byfjorden i 1986-87.

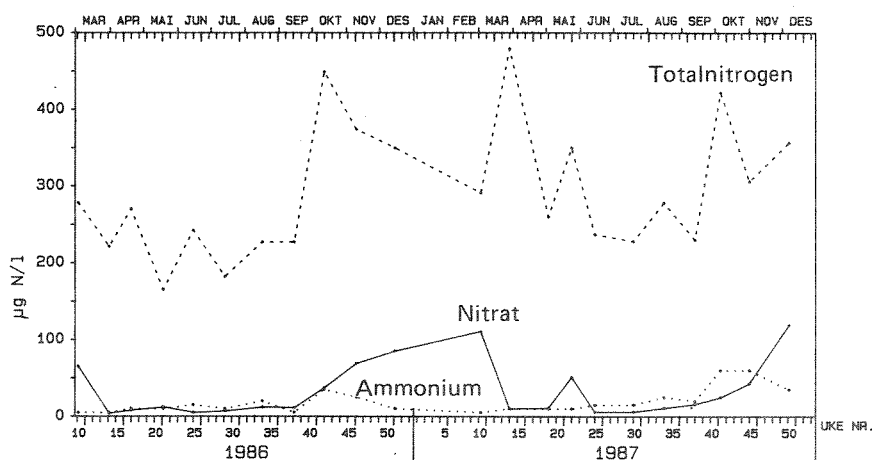


Fig. 3.3. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 2 i Byfjorden i 1986-87.

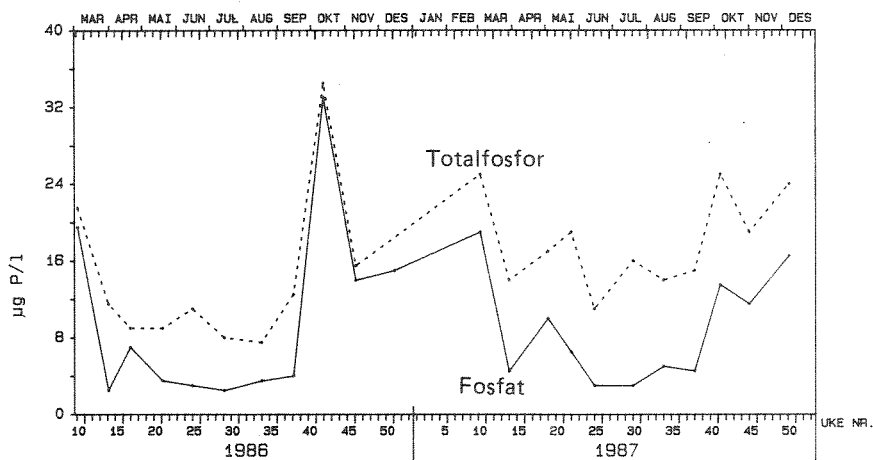


Fig. 3.4. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 3 i Byfjorden i 1986-87.

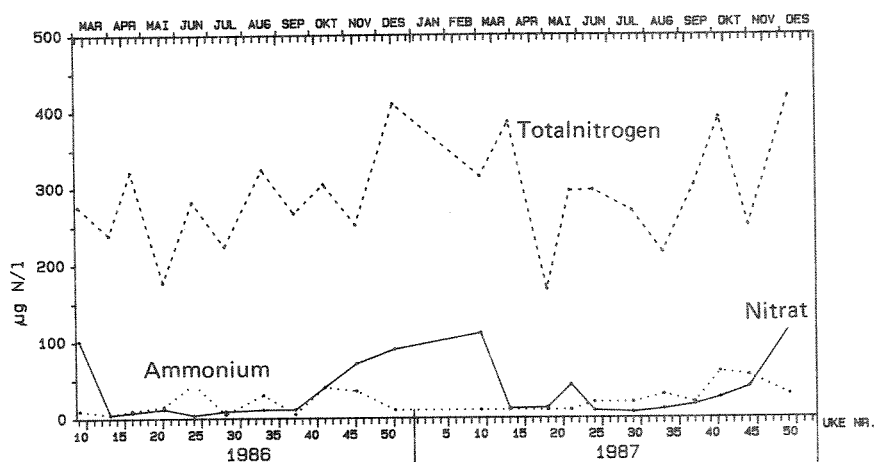


Fig. 3.5. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 3 i Byfjorden i 1986-87.

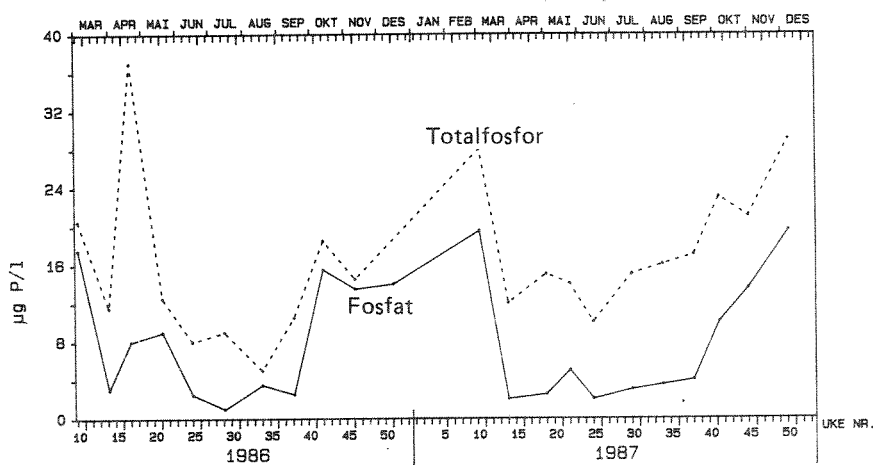


Fig. 3.6. Målinger av totalfosfor og fosfat i 0-2 m dyp på st. 5 i Gandsfjorden i 1986-87.

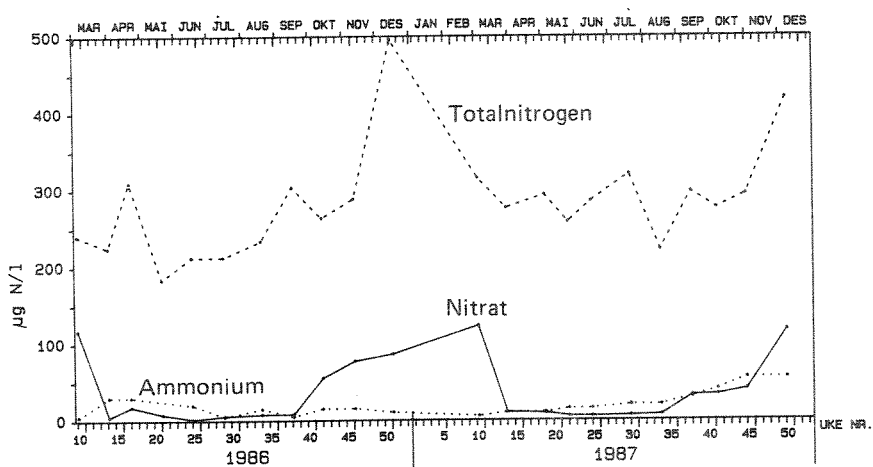


Fig. 3.7. Målinger av totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp på st. 5 i Gandsfjorden i 1986-87.

3.3.2. Sammenligning av stasjonene

Foran har vi vist at variasjonene fulgte i hovedtrekk samme mønster på alle tre stasjoner. Vi har videre brukt en ikke-parametrisk test (Mann-Whitney's test på median) for å undersøke om nivåene er forskjellige. Testen er anvendt både på hele dataserien fra 1986-87 (n=24) og data fra vinterhalvåret (n=8).

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

Denne sannsynligheten ble ikke oppnådd for noen av sammenligningene mellom stasjonene. For vinterkonsentrasjonen av fosfat var det 25% sannsynlighet for at forskjellen mellom st.2 og st.3 var tilfeldig, og det samme gjaldt sammenligningen av totalnitrogen mellom st.2 og st.5.

Tabellen nedenfor viser statistikken for vinterverdiene.

Tabell 3.3. Statistikk for vinterkonsentrasjoner av næringssalter i overflatelaget på st.2, st.3 og st.5

	St.2, Middel	Byfjord Median	St.3, Middel	Byfjord Median	St.5, Middel	Gandsfj. Median
Totalfosfor	20.7	19.5	23.5	24	22.6	22
Fosfat	14.8	15	17.7	16.5	15.8	15.5
Totalnitrogen	347	350	330	315	322	294
Nitrat	73.4	69	78.8	90	86.7	86

Konklusjonen blir dermed at man ut fra det foreliggende datamateriale ikke med rimelig sikkerhet kan påvise forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjonene mellom indre del av Byfjorden og Gandsfjorden.

3.3.3 Stoffbudsjetter for Byfjorden

Næringsalter blir vanligvis tilført et fjordområde ved utslipp fra land, ved avrenning fra landarealer, ved nedbør til vannoverflaten, og ved vannutskiftning med nærliggende vannmasser. Ved å lage stoffbudsjetter kan man få grunnlag for å bedømme hvilke bidrag som er størst, og i hvilken grad belastningen på det aktuelle fjordområdet kan reduseres.

I vurderingen av forventede endringer i vannkvalitet og biologiske forhold anvendes ofte "dose-respons"-sammenhenger. Med det menes at vi forutsetter en sammenheng mellom:

1. mengden av næringsalter som tilføres
2. konsentrasjon i vannmassene
3. effekter på enkeltorganismer og økosystem

Sammenhengene er vanligvis kompliserte og ikke lineære. Våre enkle budsjetter bør oppfattes som en "første ordens" tilnærming.

I dette kapitlet vil vi anvende enkle stoffbudsjetter for å illustrere hvilket bidrag utslipp fra land gir til næringsalkonsentrasjonen i Byfjorden og Gandsfjorden.

Av fig. 3.2-3.7 framgår hvilke konsentrasjoner av fosfor og nitrogen som er vanlig i overflatelaget gjennom året. Vi skal først beregne hvilken konsentrasjonsøkning utslippene kan medføre:

$$dP = P/Q$$

$$dN = N/Q$$

der dP , dN = konsentrasjonsøkning for hhvis. fosfor og nitrogen (mg/m^3).

P , N = tilførselen av hhvis. fosfor og nitrogen ($\text{mg}/\text{døgn}$).

Q = vannutskiftningen i 0-10 m dyp ($\text{m}^3/\text{døgn}$).

Arealet av indre del av Byfjorden setter vi til 3 km^2 (ca. $1\text{km} \times 3\text{km}$), og den aktuelle vannmassen blir da $30.000.000 \text{ m}^3$. Mathisen et al. (1977) undersøkte bl.a. strømforholdene i Byfjorden, og fant at typiske strømhastigheter var 10-20 cm/s. En vannmasse med den middel-hastigheten vil ha en oppholdstid på 4-8 timer i området. I realiteten vil ofte oppholdstiden være lenger, fordi tidevannsstrømmer med skiftende retning kan bringe noe av det fortynnede avløpsvannet tilbake.

I fig. 3.8-3.9 har vi beregnet den teoretiske konsentrasjonsøkningen for oppholdstider fra 0.1-3 døgn, og for utslipp av 50.000 pe, 100.000 pe og 150.000 pe. Den laveste belastningen tilsvarer noenlunde situasjonen i 1986-87.

Figurene viser at man ved økende utslipp kan vente en markert konsentrasjonsøkning, spesielt i sommerhalvåret da de "naturlige" nærings-saltnkonsentrasjonene er relativt lave, og i perioder med liten vannutskiftning.

Dette illustreres av fig. 3.10 der fosforbidraget fra vannutskiftningen i 0-10 m dyp (oppholdstid 6 timer) er vist sammen med et konstant utslipp av 150 kg fosfor pr. døgn (ca 60.000 personekvivalenter).

De miljømessige effektene av en slik konsentrasjonsøkning er vanskelig å bedømme. Det er hittil ikke gjort inngående studier av hvilke forhold som begrenser primærproduksjonen i fjordområdet rundt Stavanger, men som fig. 3.2-3.7 antyder er det ikke noe i nærings-saltnkonsentrasjonene som viser at det under oppblomstringene i 1986 og 1987 var mangel på fosfor eller nitrogen i vannmassen.

Hvis ikke primærproduksjonen i området nå er begrenset pga. næringsmangel, skulle man ikke vente noen dramatisk endring av forholdene med en viss økning av utslippene. Men det bør ikke være tvil om at det produksjonspotensial som nærings-saltene utgjør vil bli utnyttet i området, og vil etterhvert bidra til økt algevekst i vann og i strandsonen.

I denne sammenheng kan det være viktig hvor nærings-saltene vil ta veien. Retningen på strømmen i Byfjorden varierer mye med tidevann, vind og skiftende forhold i kystvannet. Vi vil anta at den delen som transporteres med vannmassen nord-vestover i Byfjorden, og for en del helt ut av Byfjordsystemet, vil gi relativt små lokale effekter.

Den andelen som transporteres sør-østover gjennom de relativt trange passasjene der, og for en del inn i Gandsfjorden, utgjør sannsynligvis en større trussel mot miljøet. Mathisen et al. (1977) anslår at ca. 25% av det som slippes ut i Byfjorden kan nå Gandsfjordens ytre del.

På denne bakgrunn framstår indre del av Byfjorden som en dårligere resipient enn ytre del av fjorden, og områdene i nordvest. Dette gjelder også i det tilfelle avløpsvannet renses mekanisk/kjemisk, f. eks. ved primærfelling. Selv om man da kan få fjernet 90-95% av

fosforet, vil bare 20-25% av nitrogenet bli fjernet. Og et så stort nitrogenutslipp må ventes å gi effekter.

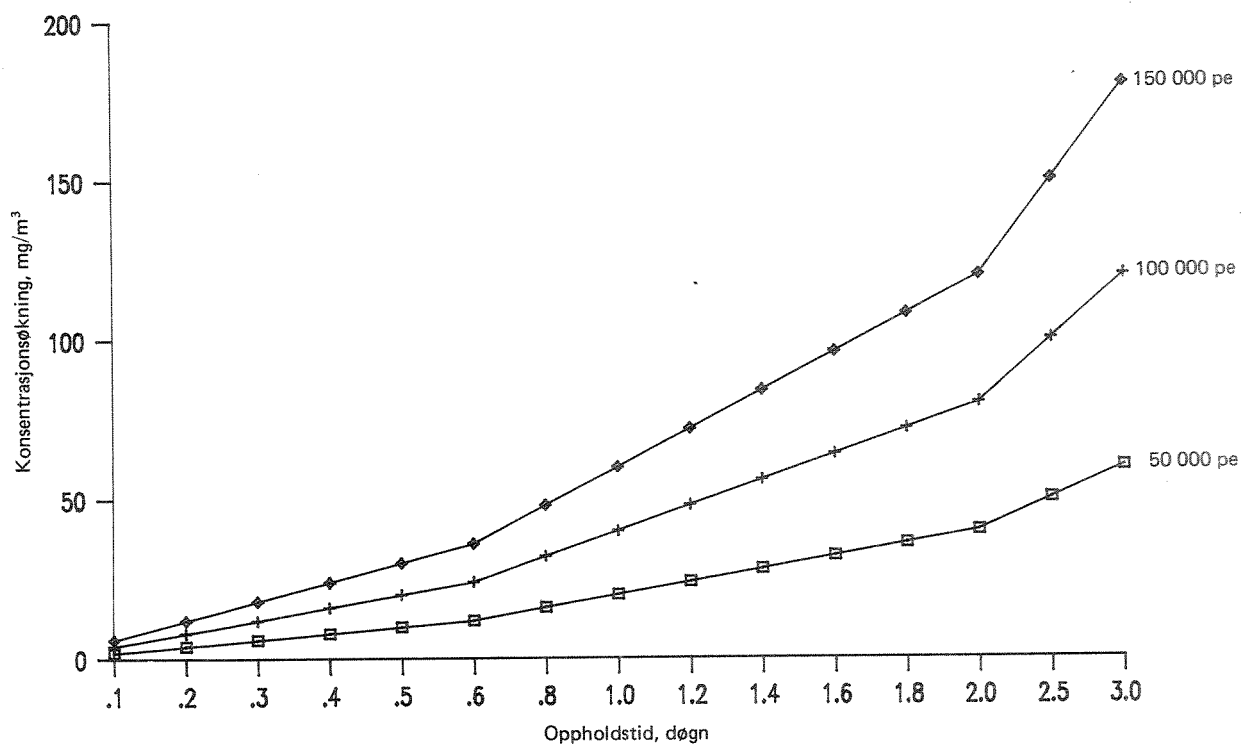


Fig. 3.8. Teoretisk konsentrasjonsøkning i total nitrogen, ved varierende oppholdstid og utslipp på 50.000, 100.000 og 150.000 pe.

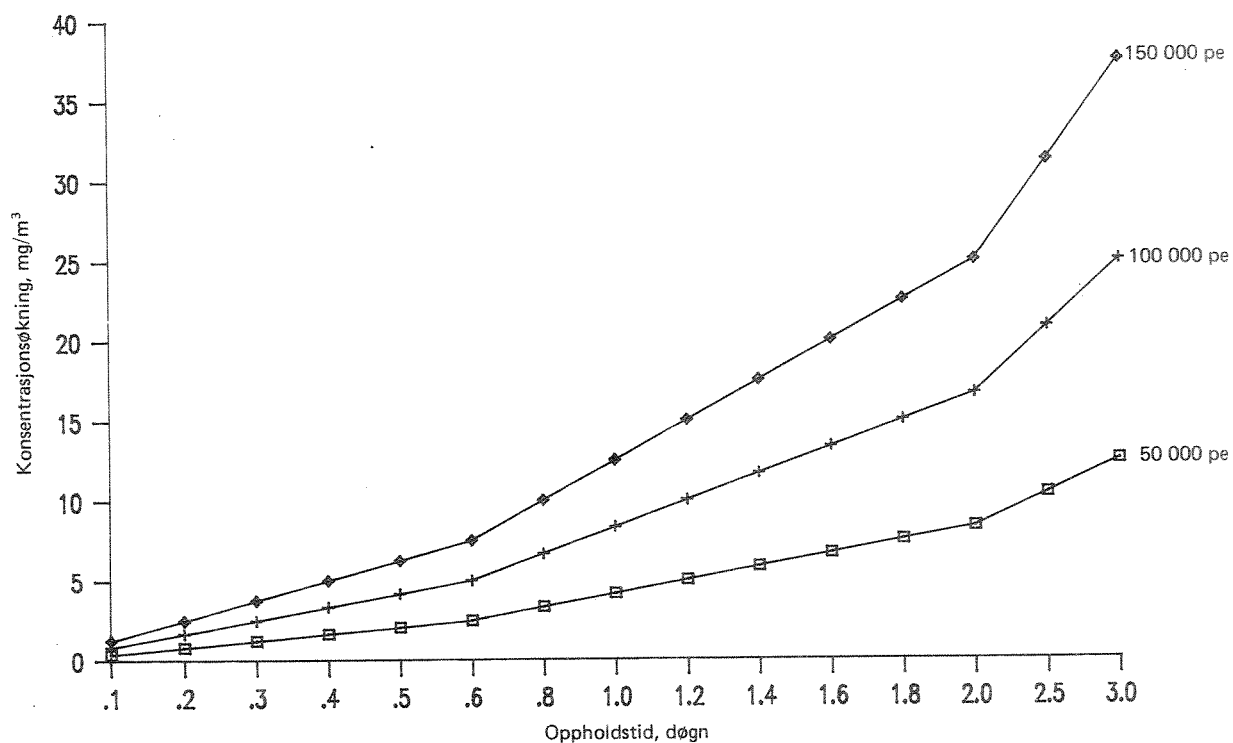


Fig. 3.9. Teoretisk konsentrasjonsøkning i 0-10m dyp av total fosfor og utslipp på 50.000, 100.000 og 150.000 pe.

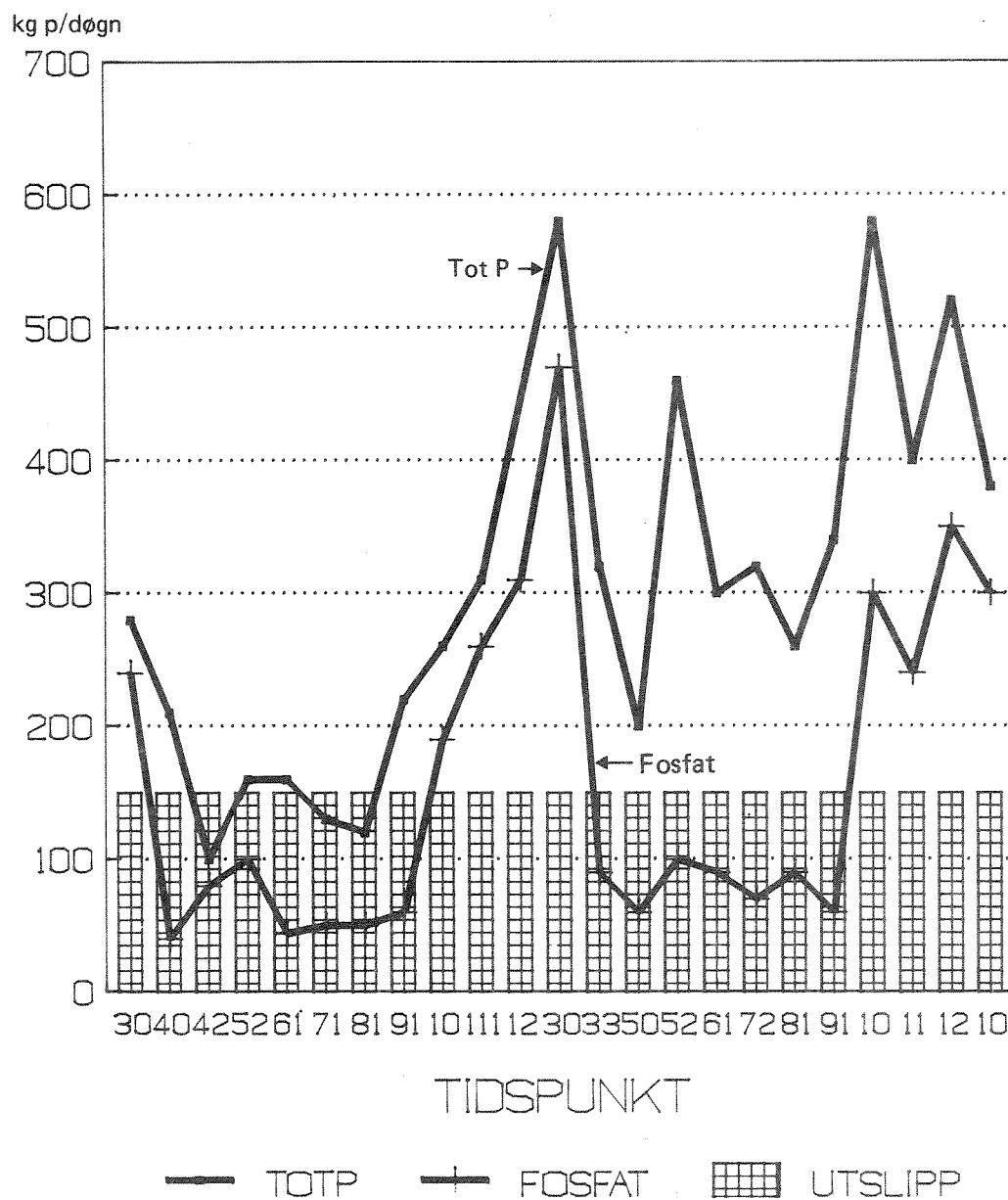


Fig. 3.10. Jevnføring av et konstant utslipp på 60.000 pe. med fosfortransporten (total fosfor og fosfat) gjennom vannutskiftningen (oppholdstid 6 timer).

4. OKSYGENFORHOLD I DYPVANNET I GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN

Tilgang på tilstrekkelig oksygen er en forutsetning for høyerestående liv. Oksygenmangel i dypvannet 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.

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 vi 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 og oksygen ble innsamlet seks ganger:

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

Stasjoner og prøvedyp var:

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

Temperaturen ble avlest fra vendetermometer, med presisjon +0.02 C. Saltholdigheten ble bestemt med laboratoriesalinometer, presisjon +0.003 /oo. Oksygenkonsentrasjonen ble bestemt ifølge Norsk Standard med presisjon 2-4%.

4.2. 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 1985-87 er vist på fig.4.2A. Tidsvariasjonene har i hovedtrekkene fulgt det forløpet som ble skissert ovenfor, og de tre årene er ganske like. I januar 1987 ble dypvannet fullstendig fornyet, og med unntak for en periode i mai-juni opprettholdt vannutskiftninger gode oksygenforhold helt fram til septembe Dypvannet var da gått inn i en periode med liten vannutskiftning (oksygentilførsel), med raskt fallende oksygenkonsentrasjoner som resultat. Kritiske oksygenforhold i 90 m dyp ble registrert i begynnelsen av desember.

Hvor fort oksygenkonsentrasjonen avtar i perioder med liten eller ingen vannutskiftning kan gi en illustrasjon av størrelsen av den organiske belastningen. Selv i stagnasjonsperioder vil dypvannet få tilført noe oksygen via vertikal turbulent diffusjon, og oksygenforbruket (O_2 FORB) vil være gitt som

$$O_2 \text{ FORB} = O_2 \text{ RED} + O_2 \text{ DIFF}$$

der (O_2 RED) er den målte oksygenreduksjonen og O_2 DIFF er bidraget gjennom den turbulente diffusjonen.

De tre tydeligste stagnasjonsperiodene opptrådte i juni-august 1985, september-desember 1986 og august-september 1987. Ut fra endringer i saltholdighet i disse tidsrommene er den vertikale diffusjonskoeffisienten (k) bestemt, og O_2 DIFF beregnet. Nedenfor er da O_2 FORB i 90m dyp beregnet.

Tidsrom	O_2 FORB
10.6-19.8.85	30 $mO_2/m^3/døgn$
13.10.-16.12.86	20 $mO_2/m^3/døgn$
17.8.-7.10.87	30 $mO_2/m^3/døgn$

Tallmaterialet er lite, men antyder at et typisk oksygenforbruk for sensommer og høst. Forbruket skyldes nedbrytning av organisk materiale som dødt plankton fra primærproduksjonen, og fra direkte utslipp av kommunalt avløpsvann.

Til sammenligning har Aure og Stigebrandt (1988) utviklet en sammenheng mellom oksygenforbruk i terskelfjorder, terskeldyp og midlere dyp for bassenget under terskelen gjennom en undersøkelse av 29 fjorder i Møre og Romsdal. Anvendt på Riskafjorden gir den modellen et teoretisk oksygenforbruk på $38 mO_2/m^3/døgn$.

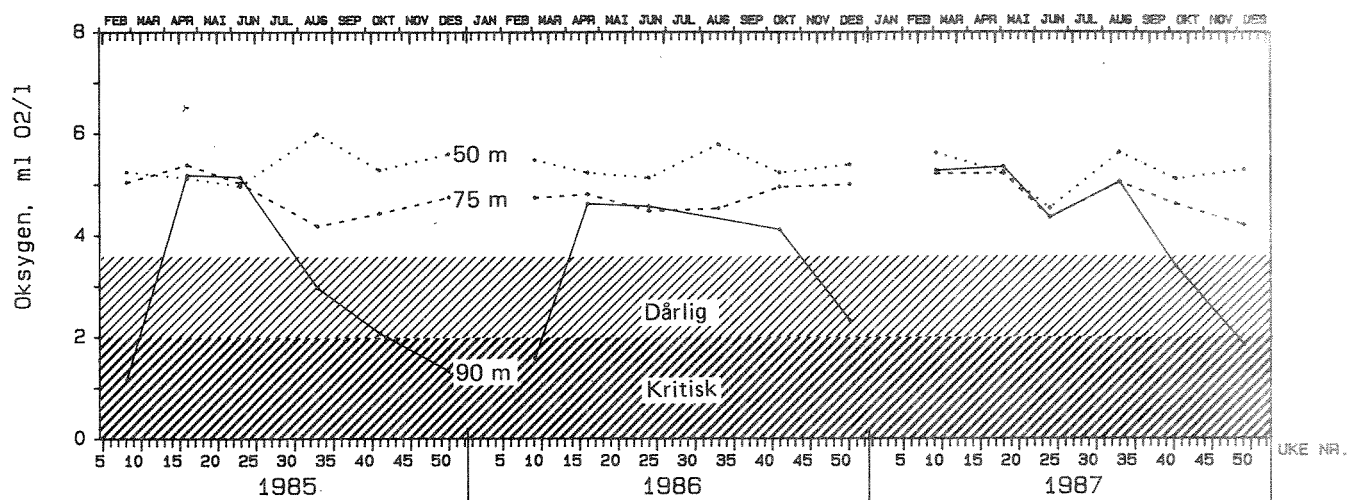


Fig. 4.2.A. Oksygenmålinger i Riskafjordens dypvann i 1985-87. Periodevis dårlige-kritiske forhold under 80-85m dyp.

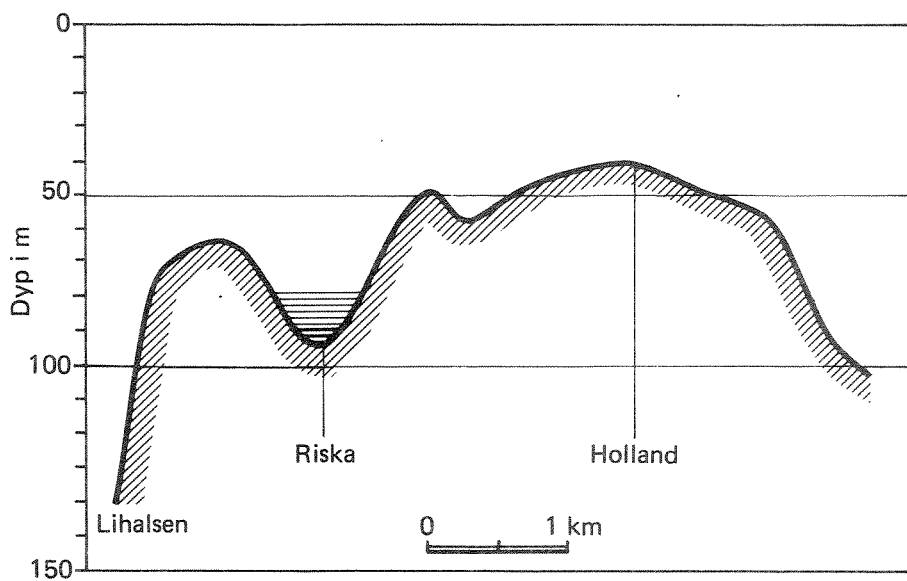


Fig. 4.2.B. Langsgående bunnprofil av Riskafjorden. Horisontal skravur viser omfanget av vannmassen med periodevis oksygenproblem.

Resultatene viser at Riskafjordens dypvann er utsatt for en markert belastning med organisk materiale. Ned til ca. 80 m dyp er imidlertid vannutskiftningen så god at oksygenproblem normalt unngås. I 80-95 m dyp vil det jevnlig opptre perioder med dårlige-kritiske forhold om høsten og fram til januar-februar. I volum og utstrekning er imidlertid dette en relativt liten vannmasse (jfr. fig. 4.2B).

4.3. Gandsfjorden

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

I 1987 var vannmassen opp til ca. 150 m dyp i hovedsak stagnant fram til mai. På fig. 4.3A framstår riktignok en økning i oksygenkonsentrasjonen i 240 m dyp fra mars til mai, men den verdien er tvilsom.

Mellom maitoktet den 4.5.87 og junitoktet 15.6.87 inntraff en betydelig dypvannsfornyelse ned til ca. 150 m dyp, med påfølgende markert økning i oksygenkonsentrasjon. I 200 m og 240 m dyp var imidlertid konsentrasjonene da henholdsvis 1.83 mlO₂/l (27% metning) og 0.75 mlO₂/l (0.11% metning). For 240 m dyp tilsvarer dette nivåene som ble målt vår- sommer 1980 og vår 1981. Fig. 4.3B viser omfanget av vannmassen med periodevis dårlige eller kritiske oksygenforhold.

Som det framgår av fig. 4.3A inntraff en fullstendig dypvannsfornyelse mellom juni- og augusttoktet, med etterfølgende høye, men avtakende oksygenkonsentrasjoner resten av året.

Også for Gandsfjordens dypvann er det reelle oksygenforbruket beregnet for tre typiske stagnasjonsperioder, to vår-situasjoner og en periode i overgangen høst-vinter:

Tidsrom	O ₂ FORB
22.04.-06.10.85	21 mlO ₂ /l/døgn
04.03.-21.04.86	12 mlO ₂ /l/døgn
13.10.-16.12.86	7 mlO ₂ /l/døgn

Det lave oksygenforbruket i den siste perioden skyldes etter alt å dømme at algeveksten i vannmassene er liten så sent på året, og at den organiske belastningen på dypvannet avtar tilsvarende.

Vi kan ikke direkte sammenligne oksygenforbruket i Gandsfjordens og Riskafjordens dypvann fordi stagnasjonsperiodene er forskjellige. Men forskjellen er så stor at det er sterk indikasjon på et betydelig større forbruk i Riskafjorden enn i Gandsfjorden.

I likhet med 1985-86 var oksygenproblemene i 1987 begrenset til vannmassen dypere enn 200m, men forholdene var noe dårligere enn de to foregående år. Under ca. 200 m dyp ble det i juni registrert kritiske oksygenforhold. Den situasjonen varte trolig i 1-2 måneder.

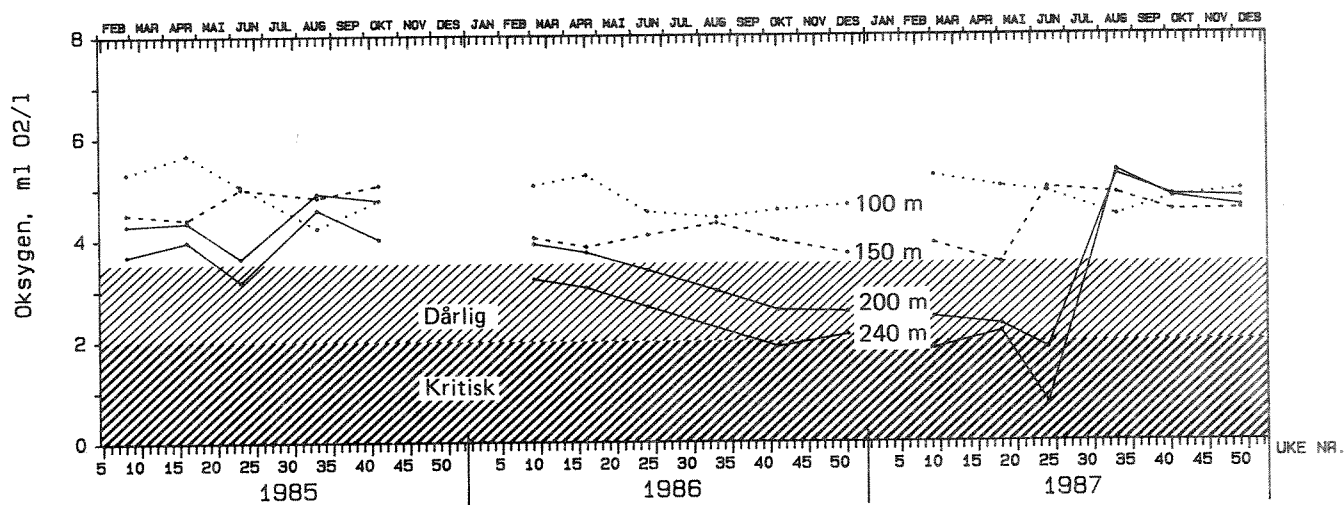


Fig. 4.3. A. Oksygenmålinger i Gandsfjordens dypvann i 1985-87. Periodevis dårlige-kritiske forhold under ca. 150m dyp.

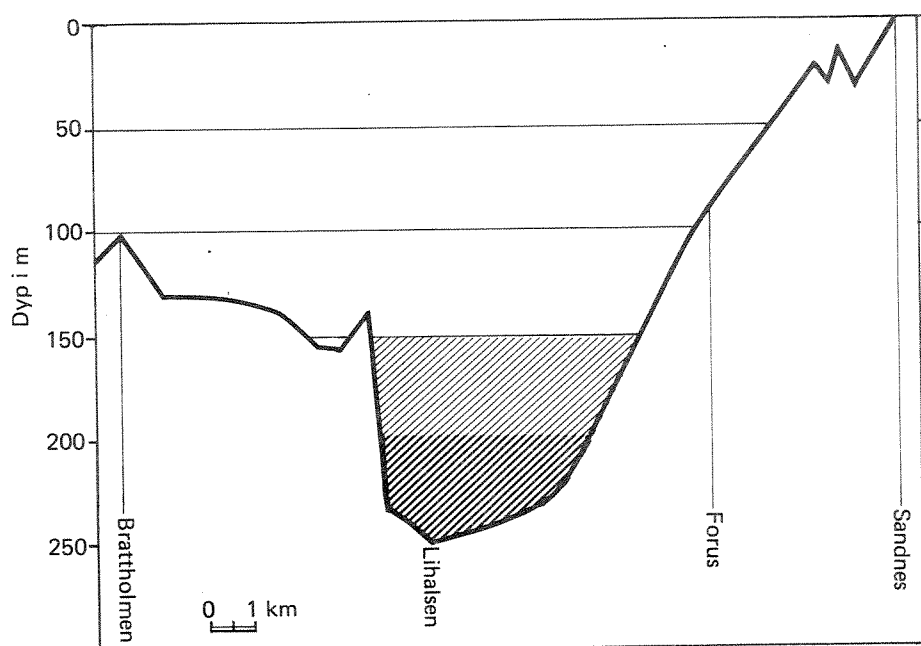


Fig. 4.3. B. Langsgående bunnprofil av Gandsfjorden. Horisontal skravur viser vannmassen med oksygenproblem.

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

Stasjonsnettet fremgår av fig. 5.1. Hovedvekten er lagt på registrering av alger i 0-2m dyp og observasjonene er utført ved snorkeldyking. Feltarbeidet ble utført i tiden 2.-3. september 1987. 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.

5.2. Resultater og diskusjon

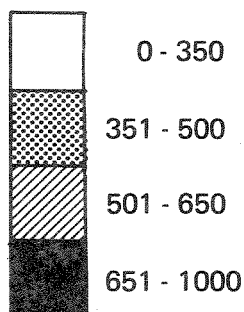
I Vedlegg A1 (appendiks) er det ført opp alle funn av makroskopiske alger på de fire undersøkte stasjoner. For lettere å kunne sammenligne resultatene fra de siste tre år, er data fra hele treårsundersøkelsen stilt sammen i tabellen. Algene er inndelt i de tre hovedgruppene rød-alger, brunalger og grønnalger. Artsantallet for hver algegruppe samt totalsummen av arter er ført opp for hver stasjon. I Byfjorden ble det i 1987 funnet 51 arter og i Riskåfjorden 36 (én stasjon). Gandsfjorden ble ikke undersøkt i perioden 1985-87. Av en total på 65 arter var 27 rødalger, 25 brunalger og 13 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: ■.

Flere arter og slekter av grønnalgene favoriseres under miljøforhold som økt ferskvannstilrenning og/eller forurensningsbelastning i form av organisk stoff og/eller næringssalter. 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		773	696	479
B19			730	526
B20				543
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 diagonalen. Feltet under diagonalen er speilbilde av feltet over diagonalen, men anskueliggjort ved skraveringer i stedet for tall. I figur 5.3 er alle ni stasjonene som er undersøkt i Gandsfjorden og Riskafjorden siden 1976 sammenlignet med seg selv i 3-4 ulike undersøkelsesår. Ved bruk av denne matrisen er det vist at ingen av de ni stasjonene har fått noen betydelig endring i sammensetningen av organismesamfunnene fra første til siste registreringsår. Dette betyr sannsynligvis at kvaliteten på overflatevannet neppe har endret seg radikalt på de siste 3-11 år (avhengig av stasjon) hverken i Byfjorden eller Riskafjorden. I figur 5.4 er det forsøkt å anskueliggjøre artsantallet av fastsittende alger og prosentfordelingen mellom rød-, brun- og grønnalger for hver stasjon sommeren 1987.

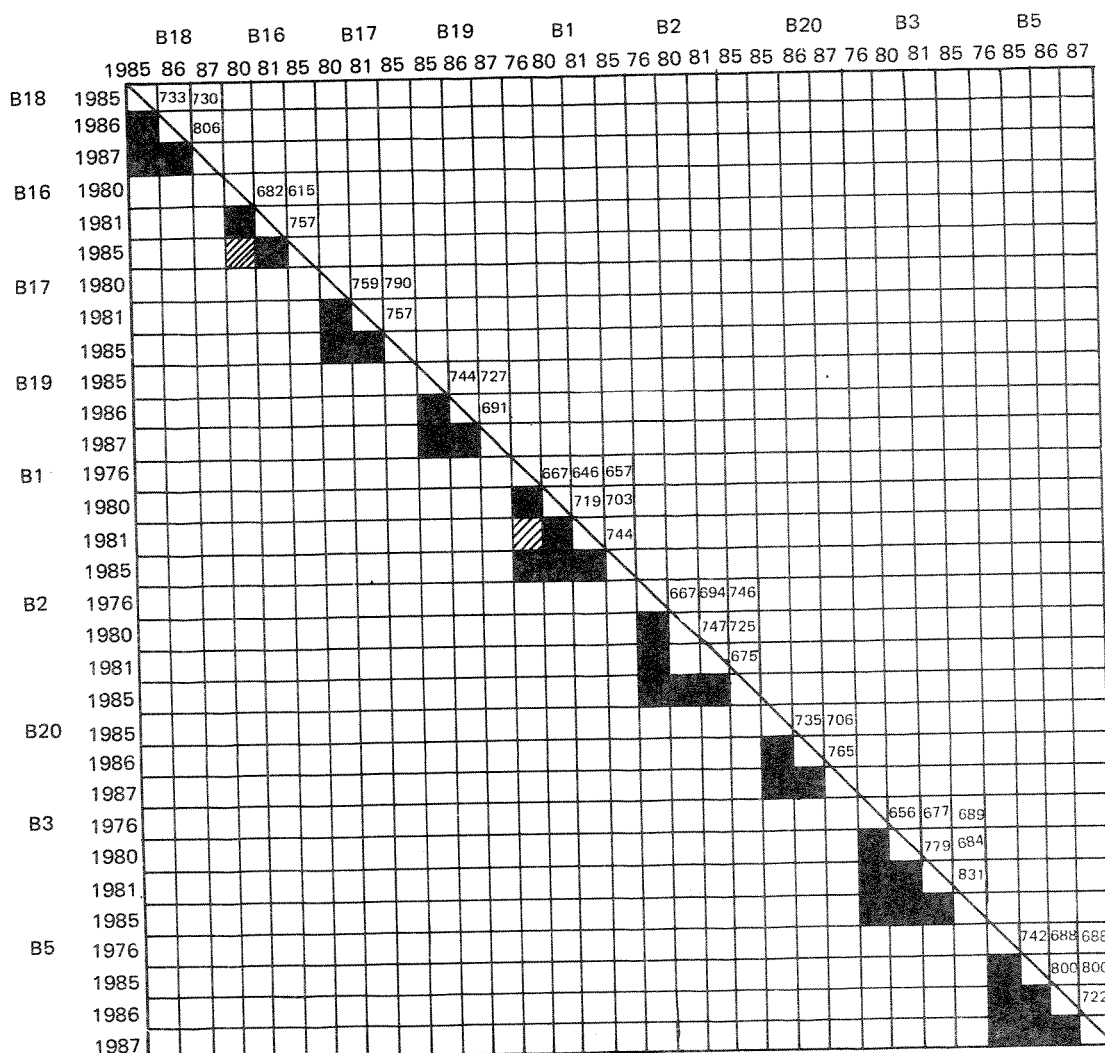


Fig. 5.3. Stasjonenes grad av likhet med seg selv fra 1976 til 1987 med hensyn til artssammensetning av fastsittende alger.

5.2.1. Byfjorden

Tre års undersøkelser, 1985-1987, av algevegetasjonen på Tjuvholmen i Stavangers havnebasseng (B20) har vist en betydelig grad av overgjødning av overflatevannmassene. For hele Byfjorden er utviklingen mer usikker, men sammensetningen av organismesamfunnene ved Mekjarvik (B18) og Saltneset på Hundvåg (B19) kan bære bud om vannmasser som ikke bør tilføres ytterligere mengder næringsalter.

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). Da det er sterkt ønskelig med minst tre års registreringer av organismesamfunnene på hver stasjon, ble det fulgt opp med observasjoner på disse tre stasjoner i 1986 og 1987.

Som i tidligere år (Bokn & Skei 1978, Knutzen & Bokn 1981, Bokn & Knutzen 1982, Bokn og medarb. 1986 og 1987) viste algevegetasjonen på alle de undersøkte lokaliteter stor grad av likhet i Byfjorden, se fig. 5.2.

Et unntak var st. B18 ved Mekjarvik i Ytre Byfjord, som skilte seg klart ut fra de fleste stasjoner i 1985. Det lave artsantallet registrert i 1985 har øket i 1986 og 1987. Det er registrert tilnærmet likt artsantall på alle de undersøkte stasjonene de to siste årene og fordelingen mellom de tre algegruppene har også blitt mer lik, tabell A1. Forholdstallene mellom algegruppene viser en relativ stabilitet av grønnalger på st. B18 gjennom tre år. Prosentfordelingen har ligget nær 20%. I 1986 og 1987 har stabiliteten vært uvanlig stor også for gruppene rød- og brunalger.

Som i de to foregående år viste st. 19 på Hundvåg seg å være mest artsrik. Artsantallet av grønnalger lå på 20%. Fordelingen mellom de tre algegruppene i 1987 hadde store likhetstrekk med resultatene fra 1985. I disse to årene representerte brunalgene tilnærmet 50% av artsantallet, mens rødalgene kun utgjorde vel 30%. I 1986 ble det observert tilnærmet motsatte resultater, tabell A1. Sannsynligvis er dette en normal variasjon, som ligger innenfor et tilnærmet normalt forholdstall mellom algegruppene. Imidlertid synes det viktigste budskapet i forurensningsmessig henseende å være at såvel st. B18 som st. B19 neppe gjenspeiler et overgjødningsoverflatevann, men resultatene gjennom tre år gir grunn til å være på vakt.

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 overgjødning av overflatevannmassene. Denne tendensen med øket vekst av grønnalger ble forsterket såvel i 1986 (Bokn og medarb. 1987) som i 1987, fig. 5.4. 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 og 1987 ble draughtare funnet på alle tre undersøkte stasjoner (B18, B19, B20) 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 har blitt funnet i de mest eutrofe vannmassene, d.v.s. på st. B20 i alle tre undersøkelser, se tabell A1.

5.2.2. Riskafjorden

Ut fra algevegetasjonens utvikling siden 1976 kan det være tegn på at en overgjødslingsprosess har startet i overflatevannmassene i Riskafjorden.

I denne fjorden er det tidligere gjennomført registreringer i 1976, 1985 og 1986 (Bokn & Skei 1978, Bokn og medarb. 1986 og 1987). Ved å bruke similaritetsindeksen i fig. 5.3, ser en at registrert algevegetasjon i fire år er like hverandre, og svært lik de siste tre år.

Antall rødalgearter har vært relativt konstant, mens grønnalgeprosenten har øket kontinuerlig på bekostning av antall arter av brunalger siden 1976. Imidlertid ligger alle tre algegruppene innenfor omtalt normaltall. Den kontinuerlige økningen av grønnalgearter fra 1976 til 1985, 1986 og 1987 på henholdsvis 11, 15, 17 og 20% er noe betenkelig, og dette kan være et tegn på at en overgjødslingsprosess har startet i Riskafjorden.

Fig. 5.2 viser at B5 skilte seg ut fra alle de tre undersøkte stasjonene i Byfjorden. Som i 1985 og 1986 var den største ulikheten mellom st. B18 og st. B5, hvilket forklares med den store forskjellen i vann-

bevegelse på de to lokalitetene (Bokn og medarb. 1986).

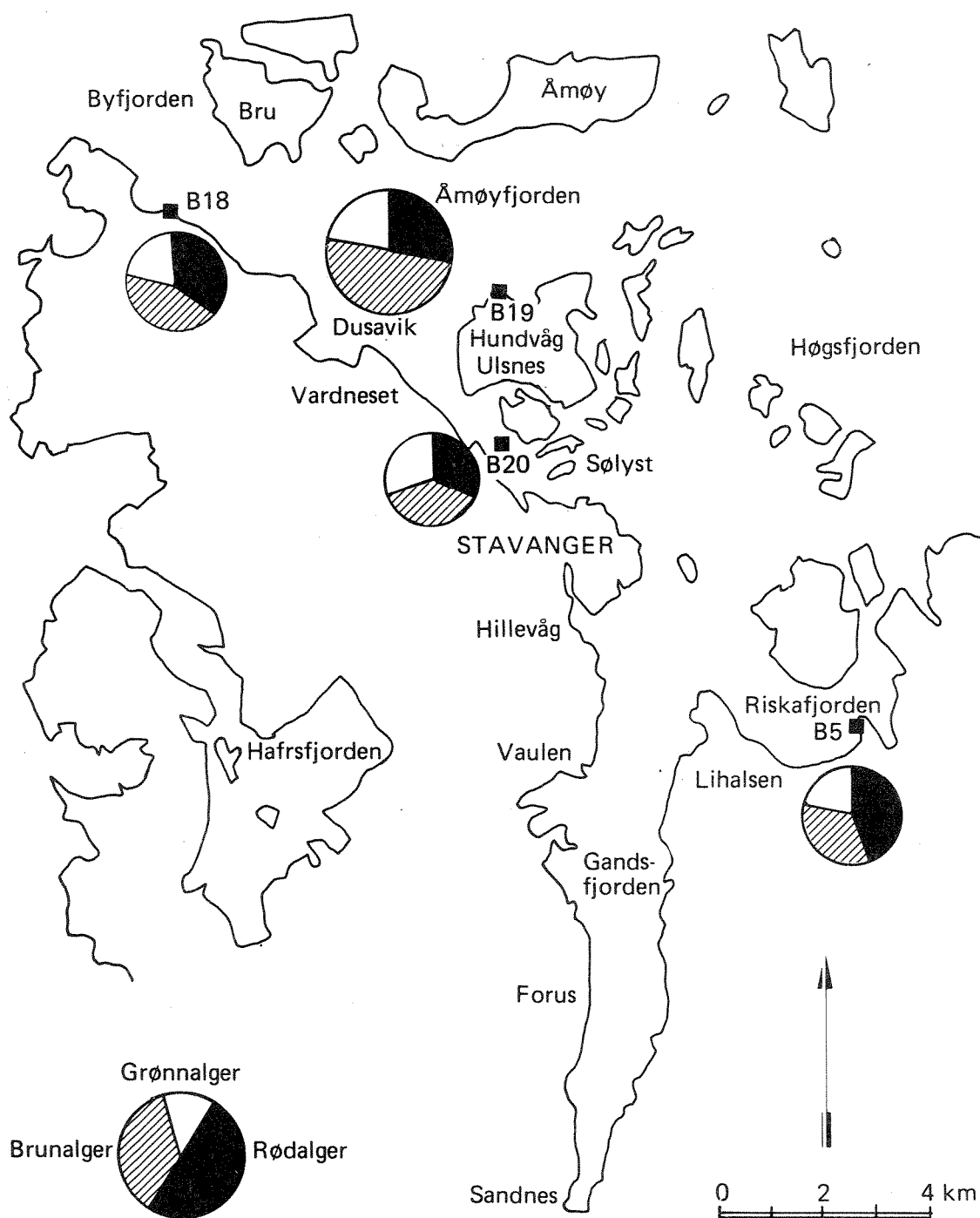


Fig. 5.4. Samlet antall arter av grønnalger, rødalger og brunalger og prosentvis fordeling på de tre grupper. (Symboleksempel viser 50 arter (= 2 cm sirkeldiameter) og en tilnærmet normalfordeling i uforurensede, lite ferskvannspåvirkede områder).

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.
- Aure, J. & Stigebrandt, A. 1988. En undersøkelse av 30 fjorder i Møre og Romsdal: Feltundersøkelser og generelle oseanografiske forhold (under arbeid).
- 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.
- Bokn, T., Molvær, J. & B. Rygg, 1987. Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1986. Rapport 0-86039. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 39 s.
- Braarud, T., G. Deflandre, P. Halldal and E. Kamptner, 1955. Terminology, nomenclature and systematics of the Coccolithophoridae, *Micropaleontology* 1:157-159.
- 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. Rogalandforskning. Rapport T 27/84. Del I og II, 50 + 56 s.
- 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. & T. Bokn, 1981. Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1980. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 22/81. Norsk institutt for vannforskning. Oslo.
- Mathisen, J.P., Nittve, A., Sægrov, S. og Thendrup, A. 1977. Resipientundersøkelser ved Stavangerhalvøya. Marinfysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og Gandsfjorden. VHL-rapport datert 29. desember 1977. STF60 F78004.
- 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.

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		
	-85	-86	-87	-85	-86	-87	-85	-86	-87	-85	-86	-87
RØDALGER (R)												
<i>Ahnfeltia plicata</i> - sjøris		1			1	1	1		2			
<i>Audouinella</i> cf. <i>daviesii</i>			1									
<i>Audouinella secundata</i>												2
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (Trailliella)	2	1		1-2	1		2			3	1	2
<i>Callithamnion corymbosum</i>										1	1	1
<i>Ceramium rubrum</i> - vanlig rekeklo	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	3	3	2									
<i>Ceramium</i> sp.									1			
<i>Chondrus crispus</i> - krusflik					1			1		2	2	1
<i>Corallina officinalis</i> - krasing	2	2	2	2	2	2	1		1	1	2	1
<i>Cystoclonium purpureum</i> - fiskeløk			1	1-2		1-2	1			1		2
<i>Delesseria sanguinea</i> - fagerving	1			1	1						1	
<i>Dilsea carnosa</i> - kjøttblad			1		1							
<i>Furcellaria lumbricalis</i> - svartkluft					1					2	2	2
<i>Gigartina stellata</i> - vorteflik	2	2	2		1	1	2	2	2	2	2	2
<i>Hildenbrandia rubra</i> - fjæreblood							1	2	1	1	2	2
<i>Litothamnion</i> sp.	2			3	1		2			2	1	1
<i>Membranoptera alata</i>				1								
<i>Nemalion helminthoides</i> - rødsleipe	1					2			1			
<i>Palmaria palmata</i> - søl	3	2	2	2	2	2	2	2	2			
<i>Phycodrys rubens</i> - eikeving	2	2	1		2	2		1				
<i>Phyllophora pseudoceranoioides</i> - krus-blekke		1	1			2	1	1				2
<i>Phyllophora truncata</i> - hummerblekke								1				
<i>Phymatolithon lenormandii</i> - flatrugl	3	2	3	2	3	3	2	2	3	2	2	2
<i>Polyides rotundus</i> - rødkluft				1								
<i>Polysiphonia brodiaei</i> - penseldokke	1			1		1					1	
<i>Polysiphonia elongata</i>												1
<i>Polysiphonia lanosa</i>					1					2		
<i>Polysiphonia urceolata</i>					1						1	
<i>Polysiphonia violacea</i> - v. tangdokke												1
<i>Porphyra umbilicalis</i> - v. fjærehinne			1	2	2	1	2	2			1	
<i>Ptilota plumosa</i> - draugfjær					1		1					
<i>Rhodochoron purpurcum</i>									2			
<i>Rhodomela confervoides</i> - teinebusk		2			1			1	1	1		1
Antall pr. stasjon R	12	11	12	12	18	12	13	11	11	14	14	16

Tabell A1 forts.

Stasjonsbetegnelse	Byfjorden									Riskafjorden		
	B18			B19			B20			B5		
	-85	-86	-87	-85	-86	-87	-85	-86	-87	-85	-86	-87
BRUNALGER (B)												
<i>Alaria esculenta</i> - butare	1	1	1									
<i>Ascophyllum nodosum</i> - grisetang				1	1	2				2	2	2
<i>Asperococcus turneri</i> - bred vortesmokk											1	
<i>Chorda filum</i> - martaum	1	1	1	1-2	1	1	1	1	1	2	2	2
<i>Chordaria flagelliformis</i> - strandtagl		1	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2
<i>Desmarestia aculeata</i> - v. kjerringhår			1	1		1	1					
<i>Desmarestia viridis</i> - mykt kjerringhår							1					
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> vanlig finsveig	2			2	2	2					1	1
<i>Dictyota dichotoma</i> - tvebendel										2	2	1
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	1	2	2	2	2	2	2	2	2			
<i>Ectocarpus siliculosus</i>										2	1	
<i>Elachista fucicola</i> - tanglo	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	
<i>Fucus serratus</i> - sagtang	3	2	2	3	3	2	3	3	3	3	3	3
<i>Fucus spiralis</i> - spiraltang		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Fucus vesiculosus</i> - blåretang	1		1	3	2	2		2	2	1	1	2
<i>Halidrys siliquosa</i> - skulpetang	2	2	2	1	2	2			1	2	2	2
<i>Laminaria digitata</i> - fingertare	1	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3
<i>Laminaria hyperborea</i> - stortare	3	3	3	3	2	2	3	3	3			
<i>Laminaria saccharina</i> - sukkertare	2	2	2	2	3	3	3	2	2	3	2	3
<i>Leathesia difformis</i>						1						
<i>Litosiphon pusillus</i>		1		1		2						
<i>Mesogloia vermicularis</i>										1		1
<i>Petalonia fascia</i>						1		1				
<i>Punctaria plantaginea</i>										1		
Cf. <i>Ralfsia</i> sp.		1	2		1	2		1	1		2	
<i>Saccorhiza polyschides</i> - draughtare		1	1		1	1	2	2	2			
<i>Scytosiphon lomentaria</i> - fjæreslo				1		1				1	1	
<i>Sphacelaria bipinnata</i>												2
<i>Sphacelaria cirrosa</i>				1-2	2							
<i>Spongonema tomentosum</i>			1	1								
Antall pr. stasjon B	11	14	16	18	16	20	12	13	13	15	16	13

Tabell A1 forts.

Stasjonsbetegnelse	Byfjorden									Riskafjorden			
	B18			B19			B20			B5			
	-85	-86	-87	-85	-86	-87	-85	-86	-87	-76	-85	-86	-87
GRØNNALGER (G)													
Blidingia minima							1-2	2					2
Chaetomorpha linum				1	2		1						
Chaetomorpha melagonium	1	2	1	1	1	1	2	1	2				
Cladophora cf. sericea													2
Cladophora rupestris - v. grønndusk	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Cladophora sp. - grønndusk				1-2	1-2	1	2	2	2	3	2	2	
Codium fragile - pollpryd		1	1	1-2	1	1	1	1	2	3	2	2	
Enteromorpha compressa									2				
Enteromorpha intestinalis- vanlig tarmgrønske			1			2			2				
Enteromorpha linza	1	1	1				1	1	1				
Enteromorpha sp. - tarmgrønske		1		1	1		2	2		2	2	2	
Prasiola stipitata						1	2	2	2			1	
Spongomorpha centralis	2	2	2			1		1					
Ulva lactuca - havsalat	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	2	3	
ANTALL PR. STASJON (G)	5	7	7	7	7	8	9	10	10	5	6	7	
TOTAL ANTALL PR. STASJON (R+B+G)	28	32	35	37	41	40	34	34	34	28	34	36	36
R	43	34	34	32	44	30	38	32	32	39	41	39	44
% pr. stasjon B	39	44	46	49	39	50	35	38	38	50	44	44	36
G	18	22	20	19	17	20	27	30	30	11	15	17	20