

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Blindern

O-82/76

KJEMISK/BIOLOGISKE UNDERSÖKELSER I
FJORDENE OMKRING STAVANGER-HALVÖYA
SEPTEMBER 1976

Blindern, 28. april 1978

Saksbehandler: *Cand.real Tor Bokn*

Medarbeider: *Jens Skei, Ph.D.*

Instituttstjef: *Kjell Baalsrud*

ISBN 82-577-0058-4

F O R O R D

Etter henvendelse fra fylkesingeniøren i Rogaland, S. Hatløy, utarbeidet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) et programforslag (datert 5 juli 1976) til en orienterende undersøkelse av fjordene omkring Stavanger-halvøya. Undersøkelsen ble gjennomført 6 - 10 september 1976.

Denne rapporten representerer og behandler data i sin helhet fra den hydrokjemiske, geokjemiske og biologiske del-undersøkelsen. Undersøkelsen var av orienterende art, og konklusjonene som kan trekkes ut fra det eksisterende datamaterialet har begrenset omfang.

Overingeniør F Ravndal i Stavanger kommune takkes for praktisk tilrettelegging av feltarbeidet. Likeledes rettes en takk til cand.real S Melsom, ingeniør K Martinsen og cand.real P Paus, Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) for metallanalyser i vann og fastsittende alger, samt PCB i sedimenter.

På NIVA har fil.kand Karin Balmér utført analyser på metaller og organisk materiale i sedimenter. Cand.mag. Norman Green assisterte under så vel kjemitokt som biologisk dykkertokt. Dr Jens Skei har hatt ansvaret for de kjemiske vurderinger, mens cand.real Tor Bokn har behandlet det biologiske materiale, samt vært saksbehandler.

Brekke, 28 april 1978



Tor Bokn

INNHALDSFORTEGNELSE

Side:

FORORD	1
INNHALDSFORTEGNELSE	2
FIGURFORTEGNELSE	4
TABELLFORTEGNELSE	4
SAMMENDRAG	5
1. FORMÅL	11
2. KJEMISKE FORHOLD	11
2.1 FELTARBEID	11
2.2 ANALYSEMETODER	13
2.3 RESULTATER OG DISKUSJON	14
2.3.1 <u>Hydrografi</u>	17
2.3.2 <u>Oksygen og organisk karbon</u>	19
2.3.3 <u>Næringssalter</u>	20
2.3.3.1 Fosfor	20
2.3.3.2 Nitrogen	21
2.3.4 <u>Siktedyp</u>	22
2.3.5 <u>Metaller i vannmassen</u>	23
2.3.5.1 Bly	23
2.3.5.2 Kopper	23
2.3.5.3 Jern	23
2.3.5.4 Sink	23
2.3.5.5 Kvikksølv	24
2.3.6 <u>Analyser av bunnsedimenter</u>	25
2.3.6.1 Visuell betraktning av sedimentene	25
2.3.6.2 Metaller i sedimentene	27
2.3.6.3 PCB i sedimentene	31

	Side:
3. <i>BIOLOGISKE FORHOLD</i>	33
3.1 FASTSITTENDE ALGER OG DOMINERENDE STRANDFAUNA	33
3.1.1 <u>Innledning</u>	33
3.1.2 <u>Materiale og metoder</u>	34
3.1.3 <u>Resultater fra algefloristisk undersøkelse</u>	35
3.1.3.1 <i>Byfjorden</i>	40
3.1.3.2 <i>Gandsfjorden</i>	41
3.1.3.3 <i>Hafrsfjorden</i>	44
3.1.4 <u>Analyseresultater av metallkonsentrasjoner i tang</u>	47
3.1.5 <u>Diskusjon</u>	48
3.1.5.1 <i>Byfjorden</i>	48
3.1.5.2 <i>Gandsfjorden</i>	52
3.1.5.3 <i>Hafrsfjorden</i>	54
4. <i>FORURENSNINGSTILSTANDEN I DE TRE UNDERSØKTE FJORDER</i>	57
5. <i>KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER</i>	60
6. <i>REFERANSER</i>	62

FIGURFORTEGNELSE

		Side:
Fig. 1	Lokalisering av hydrografi-, sediment- og biologistasjoner	12
Fig. 2	Vertikalprofiler for saltholdighet (S), oksygen (O_2), total organisk karbon (C), ortofosfat (PO_4 -P), nitrat (NO_3 -N), sink (Zn) og kvikksølv (Hg)	18
Fig. 3	Vertikalprofiler for kvikksølv (Hg), sink (Zn), sølv (Ag), bly (Pb) og organisk karbon (C) i sedimenter fra Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden	29
Fig. 4	Stasjonenes innbyrdes likhet med hensyn til de fastsittende algers arts-sammensetning	50
Fig. 5	Siktedyp, største taredyp og største dyp for vekst av fastsittende alger 6 - 10 september 1976 i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden	51

TABELLFORTEGNELSE

Tabell 1	Resultater fra vannanalyser 6 - 7 september 1976	15
Tabell 2	Resultater fra sedimentanalyse	16
Tabell 3	Beskrivelse av sedimentkjernene	26
Tabell 4	Metaller i forurensede og uforurensede sedimenter (ppm, Fe i %)	28
Tabell 5	Registrerte arter av rødalger, brunalger og grønnalger	37
Tabell 6	Registrerte arter av blågrønnalger og strandfauna	39
Tabell 7	Metallkonsentrasjoner i fastsittende alger	47
Tabell 8	Siktedyp og vannfarge 6 - 10 september 1976 i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden	49

SAMMENDRAG

- I. En orienterende undersøkelse over kjemisk og biologisk forurensningstilstand i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden ble gjennomført 6 - 10 september 1976. Fig. 1 (s 12) viser beliggenheten av stasjoner for vannprøver, sedimentprøver og registrering av gruntvannssamfunn.

På hver vannstasjon (én i hver fjord) ble det tatt prøver fra 4 måledyp (overflaten, sprangsjiktet, intermediært dyp og dypvannet) til analyse av: Saltholdighet, oksygen, total organisk karbon, total fosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat/nitritt og ammonium. I tillegg ble det tatt ut vannprøver til analyse av metallene: Jern, kopper, sink, kvikksølv og bly. Alle vannprøver var ufiltrert.

Sedimentprøvene ble analysert for organisk stoff, krom, jern, nikkel, kopper, sink, sølv, kvikksølv og bly. På tre av stasjonene ble det dessuten tatt overflateprøver av sedimentene for analyse av poly-klorerte bifenyler (PCB).

Registrering og innsamling av fastsittende makroskopiske alger ble utført på 15 stasjoner (B1 - B15) ned til 2-4 m dyp. I tillegg ble iøynefallende blågrønnalger og strandfauna tatt med under registreringen. Som et tilnærmet grovt mål på vannets gjennomsnittlige turbiditet, ble dypeste voksested for fastsittende alger registrert. På hver stasjon ble det innsamlet en algeprøve til analyser (2 prøver på stasjon B8) av metallene krom, mangan, jern, nikkel, kopper, sink, sølv, kadmium, kvikksølv og bly.

- II. En enkelt vannprøveserie fra hver av de tre fjordene kan ikke brukes til å karakterisere de kjemiske forhold i vannmassene. Hensikten var å få en første orientering om tilstanden og eventuelle indikasjoner på forurensningseffekter eller markerte forskjeller mellom fjordene. Fig. 2 (s 18) viser vertikale profiler for syv parametre. Av dette fremgår det at Hafrsfjorden hadde de mest stagnante vannmasser, hvilket var ventet ut fra tidligere undersøkelser. Fjordens grunne terskel (4,5 m dyp) og indre basseng på 61 m tilsier at indre basseng er ømfintlig for organisk belastning. Til samme tid viste målingene best vannkvalitet i ytre Byfjord. Konsentrasjonene av organisk stoff og næringssalter i Gandsfjorden antydte en betydelig større belastning enn i Byfjorden. At utskiftningen av vannmassene i Byfjorden er mere effektiv enn i Gandsfjorden (VHL, 1977), er også en medvirkende faktor for forskjell-

len i vannkvaliteten mellom de to fjorder.

Gjennomsnittlig siktedyp i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden (tabell 8, s 49) var henholdsvis 8.9 m, 5.9 m og 5.8 m. Største siktedypsforskjell ble funnet i Gandsfjorden med 1.1 m i Rovik til 9.5 m på stasjonene i ytre del. Imidlertid var det data (algens nedre dybdegrens) som indikerte at de målte siktedyp var mindre enn normale gjennomsnittsnivåer.

Resultatene av de kjemiske vannanalysene (tabell 1, s 15) indikerer at Gandsfjorden (kun målt i midtre del) hadde en viss belastning av metallene kopper, sink, kvikksølv og bly i overflatelaget. Kvikksølvverdiene i By- og Gandsfjorden viste en forskjell fra Hafrsfjordens lavere verdier.

- III. Sedimentanalysene ble utført for å kunne påvise eventuelle forskjeller i forurensning av bunnen i de tre fjordområdene. Sedimenter er velegnet i forurensningsstudier, da deres kjemiske sammensetning kan gi informasjon om spredning av forurensningsstoffer fra en bestemt kilde og dessuten belyse den historiske utviklingen med hensyn til forurensning. Mens prosesser i vannmassen skjer raskt, vil tilsvarende prosesser i sedimentene skje mye langsommere, slik at tidsgradienter er nyttige i sedimentundersøkelser.

Sedimentene i Gandsfjorden viste en brun, oksyderende overflate, som indikerte rikelig med oksygen i bunnvannet. Prøven fra Byfjorden viste homogene, oksygenrike sedimenter, men antas å være lite representative for forholdene i Stavanger havnebasseng. I Hafrsfjorden var sedimentforholdene variable. Imidlertid var sedimentene i dypbassenget innerst i fjorden rike på organisk stoff og inneholdt store mengder hydrogen-sulfid.

Konsentrasjonene av metaller i sedimentene fra undersøkelsesområdet (tabell 2 s 16) var ikke spesielt høye, men enkelte prøver viste nivåer av bly, kvikksølv, sink og sølv som må tilskrives forurensning. Sedimentene i Gandsfjorden og Byfjorden viste kvikksølvverdier betydelig over bakgrunnsnivåene (tabell 4, s 28). I Hafrsfjorden ble det funnet

en tydelig vertikal kvikksølvgradient i sedimentene i indre basseng. I tillegg til kvikksølv inneholdt sedimentene i Gandsfjorden også noe høye nivåer av bly, sink og sølv (i øverste lag). Samme tendens ble også påvist i Hafrsfjorden, men her var det en klar vertikal sølv-gradient.

Sedimentasjonshastigheten i dypbassenget i Hafrsfjorden er målt ved Pb-210 dateringer til 2.1 - 2.5 mm pr år (Kjos-Hanssen 1976). Anrikningen av sølv er observert i de øvre 6 cm, slik at man ut fra dette kan sannsynliggjøre at Hafrsfjorden er blitt tilført sølv siden begynnelsen av 1950-tallet.

Nivåene av PCB i sedimentene gjenspeiler en alminnelig og diffus sivilisatorisk påvirkning i området, og konsentrasjons-variasjonene skyldes hovedsakelig ulike mengder organisk materiale i sedimentene.

Konsentrasjonen av PCB i sedimentene varierte mellom 0.01 - 0.25 ppm (tørrvekt) i de øverste 2 cm. Høyest var konsentrasjonen i Hafrsfjorden. Undersøkelser fra utlandet nær utslipp av kloakk har imidlertid vist overveiende høyere verdier enn hva som ble funnet i Hafrsfjorden.

IV Den fastsittende algevegetasjon i midtre og ytre del av Byfjorden (St. B1 og B2) ga klare indikasjoner på god vannkvalitet og utskiftning i alle dyp. I Stavanger havneområde tydet algesamfunnene også på relativt gode forhold, og algesammensetningen hadde størst likhet med nabo-stasjonene i Byfjorden og ytre del av Gandsfjorden. Metallanalyser av tre tangprøver indikerte ingen eller små metallbelastninger av overflatevannet i Byfjorden.

Algevegetasjonen i Gandsfjorden var delvis påvirket av lokale forhold, og varierte noe fra stasjon til stasjon. Ytre Gandsfjord ved stasjonene B4 og B5 hadde algesamfunn som tydet på relativt god vannkvalitet. Vaulenområdet må betraktes som et overgangsområde til de mer belastede lokaliteter lenger syd. Algevegetasjonen på stasjon B6 like utenfor Hillevågsvannet viste tydelige eutrofi-effekter av kloakkbelastede vannmasser. St. B9 i Rovik var den lokalitet som bar preg av dårligst vannkvalitet i alle tre undersøkte fjorder. Bortsett fra kvikksølv gjenspeilte metallanalysene av tang bare liten eller ubetydelig metallbelastning av overflatevannet i Gandsfjorden. På St. B8 ved Forus lå

imidlertid kvikksølvnivåene i to algeprøver 3 - 10 ganger høyere enn metallkonsentrasjonene i tang fra de øvrige 14 stasjoner i undersøkelsesområdet.

Algevegetasjonen på St B10 utenfor terskelen i Hafrsfjorden skilte seg klart ut fra de øvrige undersøkte lokaliteter innenfor terskelen. Størst likhet hadde algesamfunnene med vegetasjonen på St B1 og B2 i Byfjorden, hvilket indikerte friske vannmasser i overflatelaget utenfor Hafrsfjorden. Algesamfunnene i midtre Hafrsfjord hadde en viss likhet med tilsvarende samfunn i midtre og indre del av Gandsfjorden. Imidlertid var sammensetningen av algevegetasjonen av noe spesiell karakter, hvilket også ble beskrevet fra tidligere undersøkelser i 1970 - 71. Ut fra små siktedyp, ✓ algenes dypeste voksested (fig. 5 s 51), og tildels rikelig forekomst av blågrønnalgen *Anabaena sp.* antas vannmassene i Hafrsfjorden (innenfor terskelen) å være middels til sterkt belastet med organisk stoff og næringsalter. Metallanalyser av tang viste ingen metallbelastning i overflatevannet.

V Som følge av sin vesentlig orienterende karakter har ikke den foreliggende undersøkelse kunnet gi en helt ut dekkende dokumentasjon av forholdene i de tre undersøkte fjorder. De konklusjoner som følger nedenfor må ses på denne bakgrunn.

Byfjorden syntes generelt å være lite påvirket utenfor Stavanger havneområde. Sistnevnte område antas å være noe belastet av organisk stoff og næringsalter. Den relativt lave belastningsgrad skyldes antagelig at også havnebassenget har en god vannutskiftning. Imidlertid har sedimentanalyser i ytre Byfjord vist noe forhøyede nivåer av kvikksølv, bly og sølv. Innholdet av kadmium og nikkel i fastsittende alger fra en lokalitet gjenspeiler muligens noe forhøyede konsentrasjoner av disse metaller i havneområdets vannmasser.

Gandsfjorden viste store variasjoner i belastningsgrad fra område til område. Belastningen i ytre deler var liten/moderat, i midtre partier moderat, mens Sandnes havnebasseng nord til Rovik var sterkt belastet (fattige organismsamfunn, turbide vannmasser og nedslamning). Lokalteten utenfor Hillevågsvannet syntes å vise en tydelig gjødslings-

effekt. Oksygensvinn ble påvist i Gandsfjordens dypvann, mens overflatevannet hadde høyt innhold av total organisk karbon. I sedimentene ble det funnet forhøyede nivåer av sink, sølv og bly, mens kvikksølvverdiene var høyere så vel i vann som i sedimenter og tang (bare på St B8 ved Forus).

Hafrsfjorden var sterkt belastet i indre dypbasseng, mens midtre basseng må antas å være mindre påvirket på grunn av større vannbevegelse i dette trange og grunne partiet. Overflatevannet utenfor terskelen syntes å være lite påvirket.

- VI Hafrsfjorden innenfor terskelen (Hafrsfjordbroen) må ikke benyttes som resipient. Vi vil heller ikke anbefale at ytre Hafrsfjord, innenfor en grense Fjørneset - Smiodden brukes som resipient for lavgradig rensset avløpsvann, med mindre det kan dokumenteres strømforhold av en slik art at man er sikret mot transport inn over terskelen.

Også Gandsfjorden synes mindre godt egnet som resipient for større avløpsvannsmengder fra industri eller befolkning. Resultatene av biologiske registreringer har påvist store lokale forskjeller og til dels synlige påvirkninger på organismesamfunnene. Særlig de indre områdene har vist seg å være ømfintlige.

Byfjorden utenfor Havnebassenget i Stavanger synes å ha god utveksling av vannmassene. Dette er basert på så vel biologiske kriterier som sedimentkjemiske og marinfysiske data. Av de tre fjordområder vil Byfjorden være best egnet som resipient.

- VII Dersom ytre Hafrsfjord skal benyttes som resipient, bør dette området underkastes en mer detaljert undersøkelse, i første rekke hydrofysiske målinger. Vannkvaliteten, sedimentene og ulike økosystemer i indre basseng av Hafrsfjorden bør overvåkes etter at avskjærende kloakk-systemer og andre tekniske tiltak er igangsatt. En slik overvåking av rehabiliteringsprosessene vil ha stor verdi for den fremtidige statlige og lokale vannressursforvaltning.

Dersom Gandsfjorden skal brukes som resipient, bør det gjøres supplerende undersøkelser i hele fjorden av vannkjemi, biologi og sedimenter og tilstanden overvåkes etter at de tekniske tiltak er iverksatt. I tilfelle alternativet med avskjærende kloakksystemer og overføring til Byfjorden trer i kraft, bør Sandnes havneområde nord til Rovik overvåkes på samme måte som anbefalt for indre Hafrsfjord. I tillegg bør man følge med i utviklingen med hensyn til metallbelastningen (særlig kvikksølv) i området nær Forus.

Dersom kloakkvannet fra hovedområdet av regionen (anslått av Stavanger kommune til 240 000 p.e.) ledes ut i vannmassene utenfor St B2, trengs en mer utfyllende dokumentasjon av forholdene i Byfjorden innenfor Vardeneset før utslippene starter. I tillegg bør også Åmøyfjorden og ytre del av Gandsfjorden (inkl. Riskafjorden) overvåkes. Slike undersøkelser vil gi mer representative data om vannkvalitet, sedimentkjemi og biologiske forhold. Supplerende basisundersøkelser med etterfølgende enklere overvåkning må anses nødvendig for å vurdere det eventuelle behovet for rensetekniske tiltak utover de som planlegges i første omgang.

1. FORMÅL

Programforslaget av 5 juli 1976 ble utarbeidet med basis i følgende formål:

1.1 Få en ajourført oversikt over kjemisk og biologisk forurensnings- tilstand i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden.

Ut fra dette tilsiktet man å kunne registrere eventuelle forskjeller i forurensningstilstanden i de tre respektive fjorder. Sedimentundersøkelsene ville dessuten gi en indikasjon på den historiske utviklingen med hensyn til forurensningsbelastning i disse fjordene.

1.2 På grunnlag av resultatene skal en eventuell, mer omfattende resipient- undersøkelse programmeres.

Vurderingene i denne rapporten skulle langt på vei være grunnlag for en diskusjon med oppdragsgiver om videre arbeid.

2. KJEMISKE FORHOLD

2.1 FELTARBEID

Vannprøver og sedimentprøver ble innsamlet fra M/S "Ferro" fra Hellevik. Vannprøvene ble tatt med 1.7 l Hydrobios vannhentere med vendetermometre. Vannhenterne er fri for metalldeleler. Sedimentprøvene ble tatt med rustfritt stål gravity corer (Niemistø, 1974).

Lokaliseringen av vannstasjoner og sedimentstasjoner er vist på fig.1. På hver vannstasjon (en i hver fjord) ble det tatt prøver fra 4 måledyp (overflaten, sprangsjiktet, intermediært dyp og dypvannet) til analyse av saltholdighet, oksygen, total organisk karbon, total fosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat og ammonium. I tillegg ble det tatt ut vannprøver til analyse av metaller (jern, kvikksølv, bly, kopper og sink). Ingen av vannprøvene ble filtrert.

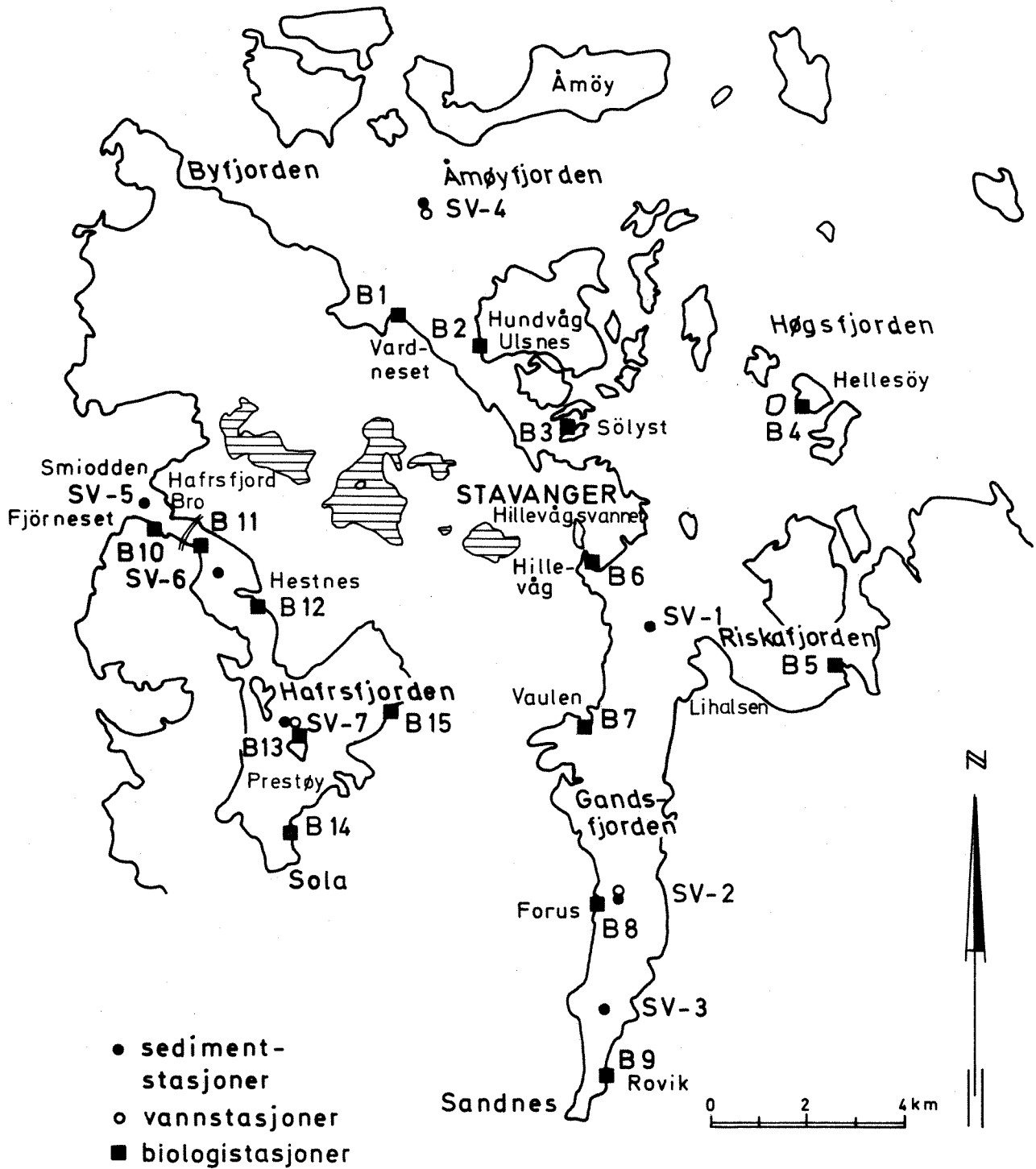


Fig.1 Lokalisering av hydrografi-, sediment- og biologistasjoner

På hver stasjon ble det også utført salinoterm-målinger og siktedyps-målinger. Salinoterm-målingene ble hovedsakelig gjort for å fastslå sprangsjiktets beliggenhet, og data er ikke tatt med i denne rapporten.

Sedimentkjernene ble snittet ombord i 2 cm skiver og lagt i petriskåler. På tre av stasjonene (SV-1, SV-3 og SV-5) ble det bare tatt overflateprøver (0-2 cm). På de øvrige stasjonene ble sedimentkjernene snittet ned til 25-35 cm dyp, med 5 cm seksjoner dypere enn 10 cm. Alle disse prøvene (totalt: 29 prøver) er analysert for innhold av organisk stoff, kvikksølv, sink, krom, jern, nikkel, bly, sølv og kopper.

På stasjonene SV-2, SV-4 og SV-7 ble det dessuten tatt overflateprøver av sedimentene (0-2 cm) for analyse av poly-klorerte bifenyler (PCB). 20 sedimentprøver ble overlevert byveterinæren i Stavanger for Cs¹³⁴-dateringer.

2.2 ANALYSEMETODER

Analyser av næringssalter ble utført etter standard prosedyre (se f.eks. NIVA, 1967a). Metallene i vannprøvene ble analysert etter MIBK-APDC ekstraksjon og flammeatomabsorpsjon, med unntak av kvikksølv som ble analysert ved flammeløs atomabsorpsjon etter oppslutning i H₂SO₄ og KMnO₄.

Sedimentprøvene ble etter tørking ved 80°C i 24 timer oppsluttet i HNO₃ i ett døgn ved 60°C. Denne oppslutningsmetoden løser ikke metaller bundet i silikat-mineraler. Imidlertid er metaller bundet på denne måten av mindre interesse i forurensningssammenheng, ettersom de ikke inngår i noen omdannelse, og transport/spredning i miljøet er av relativt lite omfang. Bestemmelsen av metallkonsentrasjonene ble gjort ved atomabsorpsjon.

I de samme sedimentprøvene ble det også målt gløderest, etter gløding ved 550°C i 2 timer, og mengden organisk materiale ble estimert ut fra differensen mellom tørrvekt og gløderest. En omregningsfaktor på 0.58 ble brukt for å regne om verdiene fra organisk materiale til organisk karbon (Loring, 1975). Dette gir kun en omtrentlig verdi for organisk karbon.

20 gram vått sediment ble ekstrahert to ganger med 120 ml cyclohexan/iso-propanol (1:1) og analysert for PCB ved gasskromatografi og electron capture detektor. På forhånd var ikke-persistente forbindelser fjernet ved å behandle prøvematerialet med kons. H_2SO_4 . Disse analysene ble utført ved Sentralinstitutt for industriell forskning.

2.3 RESULTATER OG DISKUSJON

Resultatene av de hydrokjemiske undersøkelsene er gitt i tabell 1, og resultatene av sedimentanalysene i tabell 2.

Stasjon nr.	Dyp (m)	T °C	S ‰	σ_T	O ₂ ml/l	TOT-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	TOT-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	NH ₄ -N µg/l	TOC mg/l	Fe µg/l	Hg µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
SV-2	0.5	14.98	31.37	23.22	6.56	19	9	190	<10	25	2.55	14.1	2.38	4.3	2.5	10.3
	6.0	13.14	33.01	24.86	6.67	14	7	155	<10	<10	1.50	12.3	0.18	<1.0	1.3	
	50.0	7.27	34.76	27.23	4.43	41	37	340	210	<10	0.70	8.8	0.44	<1.0	1.0	5.5
	120.0	6.97	34.95	27.42	3.99	56	46	385	240	10	0.85	37.2	0.27	<1.0	1.0	1.8
SV-4	0.5	13.81	32.17	24.08	6.38	13	7	115	<10	<10	1.35	61.3	0.79	<1.0	1.4	3.6
	12.0	10.01	33.95	26.17	6.63	17	12	155	20	15	0.85	9.7	0.71	2.4	1.0	2.0
	50.0	6.97	34.99	27.46	6.01	28	25	220	130	34	0.40	59.4	0.48	<1.0	0.9	2.3
	110.0	6.70	35.05	27.54	5.94	30	27	250	140	40	0.50	19.1	0.48	<1.0	0.9	1.6
SV-7	0.5	13.47	32.61	24.48	6.08	20.5	10.5	230	<10	<10	2.05	14.0	0.12	<1.0	1.3	2.6
	12.0	10.72	33.09	25.39	4.69	28	21.5	245	60	15	1.73	14.3	0.12	<1.0	0.9	2.3
	30.0	4.66	32.79	26.00	2.79	59	54	450	290	<10	1.10	23.9	0.14	<1.0	1.6	3.2
	50.0	3.53	32.92	26.12	1.21	45	38	475	330	<10	0.85	38.7	0.41	<1.0	1.1	2.6

Tabell 1. Resultater fra vannanalyser 6 - 7 september 1976.

(σ_T = vannets tetthet som funksjon av S og T)

Tabell 2. Resultater fra sedimentanalyser.
(uttrykt i tørrvekt)

Stasjon nr.	Dyp i sedimentet (cm)	Hg ppm	Zn ppm	Cr ppm	Fe %	Ni ppm	Pb ppm	Ag ppm	Cu ppm	C %
SV-1	0-2	0.82	245	39	3.4	37	127	0.64	34	2.96
SV-2	0-2	0.48	91	27	1.8	26	54	0.40	24	4.23
	2-4	0.51	97	28	1.8	11	49	0.34	24	4.18
	4-6	0.45	83	25	1.7	16	44	0.32	15	4.18
	6-8	0.36	77	23	1.6	21	38	0.35	15	4.18
	8-10	0.16	74	24	2.0	20	29	0.37	13	3.65
	10-15	0.17	72	23	1.9	22	26	0.35	13	3.65
	15-20	0.12	80	25	2.5	30	23	0.37	14	3.71
	20-25	0.08	103	29	3.5	25	28	0.40	20	2.26
SV-3	0-2	1.0	134	50	1.2	10	87	0.85	36	4.29
SV-4	0-2	0.50	57	16	1.0	9	38	0.50	13	3.65
	2-4	0.35	54	14	1.0	14	32	0.21	13	3.42
	4-6	0.26	51	15	1.0	7	29	0.22	10	3.19
	6-8	0.30	46	11	0.9	10	30	0.17	10	3.48
	8-10	0.26	46	12	0.8	10	26	0.13	10	3.02
	10-15	0.21	39	13	0.8	7	18	0.12	9	3.02
	15-20	0.05	31	14	1.0	10	11	0.18	8	2.84
SV-5	0-2	0.06	50	12	0.8	9	31	0.22	15	4.76
SV-7	0-2	0.29	355	32	4.0	11	98	2.4	40	12.64
	2-4	0.25	365	28	3.4	17	94	1.25	35	12.99
	4-6	0.15	270	29	3.6	26	88	0.72	28	12.82
	6-8	0.06	180	31	3.1	15	74	0.20	22	12.76
	8-10	0.07	150	34	2.5	21	69	0.28	21	12.99
	10-15	<0.05	130	36.5	2.2	30	68	0.30	20	13.27
	15-20	<0.05	110	34	2.2	23	52	0.29	24	13.55
	20-25	<0.05	85	40	2.7	24	38	0.27	20	13.79
	25-30	<0.05	88	43	3.0	30	33	0.24	26	14.34

2.3.1 Hydrografi

Saltholdighet (S) og temperatur (T) ble målt i alle vannprøver som ble tatt i tillegg til salinotermmålinger i de øvre 40 m av vannmassen.

Saltholdigheten i overflatevannet var lavest i Gandsfjorden ($31.3^{\circ}/\text{oo}$), noe høyere i Byfjorden ($32.1^{\circ}/\text{oo}$) og høyest i Hafrsfjorden ($32.6^{\circ}/\text{oo}$). Saltholdighetsprofilene indikerer ulike hydrografiske forhold i de tre fjordene (fig.2). Stabiliteten i de øvre vannlag var størst i Byfjorden, hvor det var et markert sprangsjikt (11-14 m dyp) som skilte overflatelaget fra de intermediære vannmasser. (I Gandsfjorden lå sprangsjiktet på 5-8 m dyp.) Vannmassene i Hafrsfjorden var betydelig mere ustabile i september 1976, og der ble det ikke registrert noe veldefinert sprangsjikt. I stedet ble det påvist en inversjon i saltholdighet ved at vannmasser mellom 9 og 18 m hadde en høyere saltholdighet enn vannmassen under. Tettheten (σ_T) derimot øket som normalt fra overflaten ned til bunnen pga. vannets høye temperatur mellom 9 og 18 m. Denne vannmassen hadde ikke en kjemisk sammensetning som karakteriserer "gammelt" dypvann (lavt oksygeninnhold, lav temperatur og høyere nærings-saltinnhold). Mest sannsynlig skyldes saltholdighetsinversjonen en innstrømning av salt, men varmt vann over terskelen til Hafrsfjorden. Slike intermediære innstrømninger av forholdsvis varmt vann er vanlig sent på sommeren i de fleste norske fjorder (Svines 1970). Målinger av saltholdighet i dypbassenget i Hafrsfjorden i juli 1964, viste også en saltholdighetsinversjon mellom 12 og 20 m dyp (NIVA 1966).

Forskjellene i saltholdighet i de øvre vannlag i de tre fjordene må ses i sammenheng med ferskvannstilførselen. Hafrsfjorden får tilført gjennomsnittlig $4721 \text{ m}^3/\text{mnd.}$ ferskvann, mens tilførselen til Gandsfjorden er dobbelt så stor ($9453 \text{ m}^3/\text{mnd.}$) (NIVA 1966). Ferskvannspåvirkningen i Byfjorden antas å skyldes tilførsler fra tiliggende fjorder.

I dypere vannlag (30 m til bunnen) var saltholdigheten avtakende i rekkefølgen Byfjorden, Gandsfjorden, Hafrsfjorden. Mest markert var forskjellen mellom Hafrsfjorden og de to øvrige. I Hafrsfjorden var saltholdigheten $\sim 2^{\circ}/\text{oo}$ lavere ved 50 m dyp enn i de andre to fjordene. Dette kan skyldes

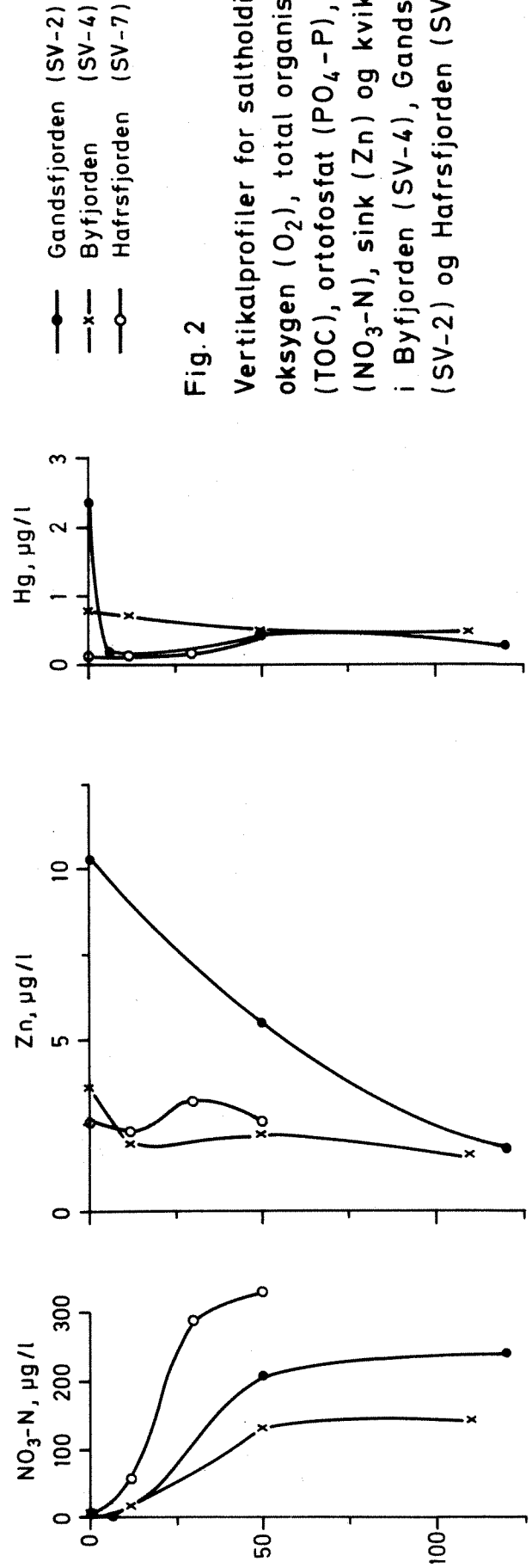
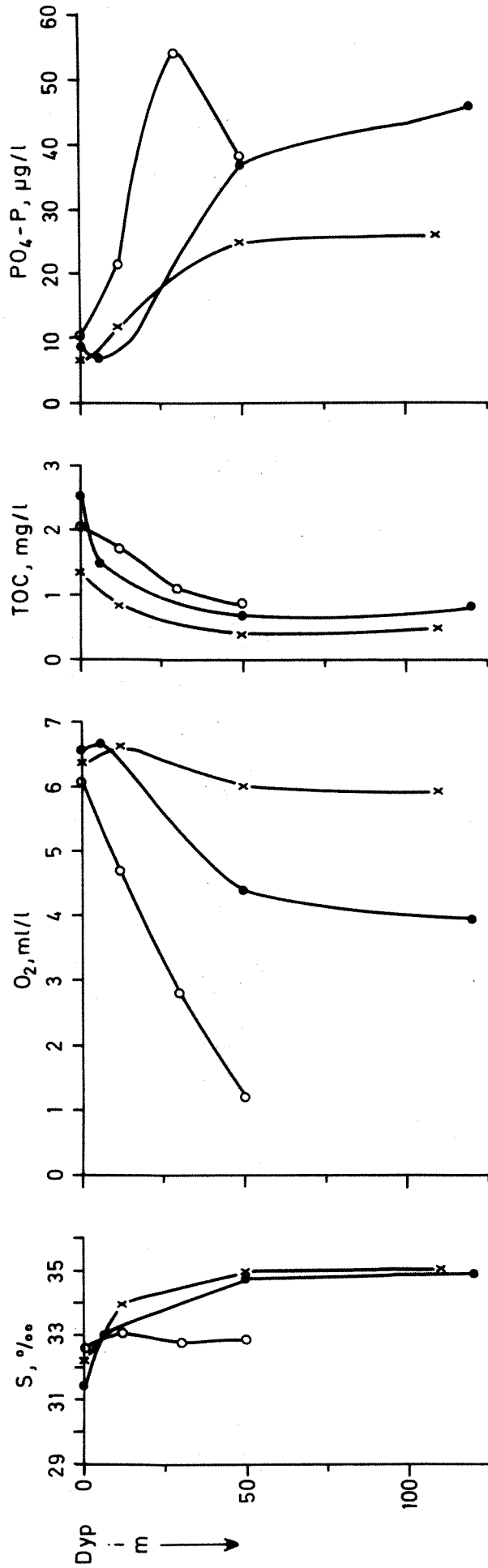


Fig. 2
Vertikalprofiler for saltholdighed (S),
oksygen (O₂), total organisk karbon
(TOC), ortofosfat (PO₄-P), nitrat
(NO₃-N), sink (Zn) og kvikksölv (Hg)
i Byfjorden (SV-4), Gandsfjorden
(SV-2) og Hafrsfjorden (SV-7)

at Hafrsfjorden er en utpreget terskelfjord med lang oppholdstid på dypvannet, mens Byfjorden og Gandsfjorden er relativt åpne fjorder, hvor det skjer raskere skiftninger i dypvannet. Den lave saltholdigheten på dypvannet i Hafrsfjorden i forhold til Byfjorden og Gandsfjorden kan enten skyldes at vannet som skiftet ut dypvannet opprinnelig hadde lav saltholdighet eller at de vertikale diffusjonsprosesser har vært store.

Temperaturene i de dypere vannlag viser på samme måte som saltholdigheten store forskjeller mellom Hafrsfjorden og de øvrige fjordene. I Hafrsfjorden var temperaturen på 50 m dyp 3.5°C lavere enn i Byfjorden og Gandsfjorden. Dette tilsier at vannmassen som fornyet bassengvannet hadde relativt lav saltholdighet og temperatur.

Det bør påpekes at de hydrografiske målingene kun omfatter en enkel observasjonsserie på en stasjon i hvert fjordavsnitt. Dypvannsutskiftningen i disse fjordene er ikke tilstrekkelig klarlagt, og det er ikke dokumentert hvor ofte dypvannet i Hafrsfjorden skiftes ut, selv om det er blitt antydnet at utskiftningen foregår årlig på etterjulsvinteren (Kjos-Hansen 1976). Strømundersøkelser har vist at utskiftningen i de øvre vannlag er betydelig bedre i Byfjorden enn i Gandsfjorden (VHL 1976), og en resipientvurdering utført av VHL i 1977 (VHL 1977) konkluderer med at Byfjorden er en bedre resipient enn Gandsfjorden.

2.3.2 Oksygen og organisk karbon

Oksygenprofiler fra de tre fjordene er vist på fig. 2. Det er her klare forskjeller både ved intermediære dyp og i dypvannet. De beste oksygenforholdene ble som ventet påvist i Byfjorden, og de dårligste i Hafrsfjorden. Ved 50 m dyp i Byfjorden og Gandsfjorden ble det registrert en forskjell på 1.6 ml/l oksygen, mens nær bunnen var forskjellen 1.9 ml/l. Det antyder en betydelig større belastning av organisk materiale på Gandsfjorden enn Byfjorden, eller at utskiftningen av vannmasser i Byfjorden er mere effektiv enn i Gandsfjorden. Det siste er i overensstemmelse med resultatene fra strømundersøkelser (VHL 1976, 1977).

I Hafrsfjorden er mengdene av oksygen lavere i alle dyp enn i de øvrige fjorder. Dette må ses i sammenheng med de grunne tersklene (3 og 12 m dyp) som adskiller det innerste bassenget i Hafrsfjorden fra det ytre området. På grunn av de naturgitte forhold og tilførsel av kloakk vil det raskt oppstå mangel på oksygen i vannmassen når organisk materiale nedbrytes.

En oversikt over tilførslene av organisk materiale til de respektive fjordene er gitt i NIVA (1974). Selv om disse tallene er anslagsmessige, vil de gi opplysninger om relative utslippsmengder til de tre fjordene. Byfjorden fikk i 1973-74 tilført gjennomsnittlig 52 000 p.e. pr. produksjonsdøgn (se s. 56, NIVA 1974), Gandsfjorden 211 000 p.e. og Hafrsfjorden 133 000 p.e. Volumene av vannmassene i de tre respektive fjorder er henholdsvis $233 \times 10^6 \text{ m}^3$, $1171 \times 10^6 \text{ m}^3$ og $254 \times 10^6 \text{ m}^3$. Selv om man ikke tar forskjeller i vannutskiftning i betraktning er det klart at Hafrsfjorden er mest belastet med lett nedbrytbart organisk materiale av de tre undersøkte fjordene. Når Hafrsfjorden i tillegg fra naturens side har meget dårlige utskiftningsforhold, vil periodevis alt oksygenet i dypvannet forbrukes og det dannes hydrogensulfid. I september 1976 ble det imidlertid ikke registrert hydrogensulfid i vannmassen, heller ikke i vannet like over sedimentflaten.

2.3.3 Næringssalter

Det ble analysert både fosforforbindelser og nitrogenforbindelser for å registrere eventuelle gjødslingseffekter.

2.3.3.1 *Fosfor*

Ortofosfat er den dominerende form av fosfor i sjøvann og er tilgjengelig for planteplanktonet. Ortofosfat tilføres de øvre vannlag både direkte ved avrenning og forurensning, og ved diffusjon fra de dypere vannlag, hvor det frigjøres ved nedbrytning av planteplankton og - i oksygenfritt vann - også ved kjemiske reaksjoner.

I overflatevann fra de undersøkte områdene varierte mengdene av ortofosfat mellom 7 og 10.5 µg/l. Dette er en god del mere enn hva som er målt i overflatevann fra fjorder i Flekkefjord-området i september 1973 (NIVA, 1976a),

men betraktelig mindre enn høstverdier fra Frierfjorden og Oslofjorden (NIVA, 1976c).

Hafrsfjorden viste de største mengdene av ortofosfat både i overflaten og i dypvannet (fig. 2). De høye fosfatverdiene i dypvannet kan delvis skyldes frigivelse av ortofosfat fra de anoksiske sedimentene (Hallberg et al., 1975) og delvis nedbryting av organisk materiale i vannmasser med lang oppholdstid.

Mengden av total fosfor (= løst/partikulært, organisk/uorganisk fosfor) viser stort sett samme bilde som ortofosfat. Differensen mellom total fosfor og ortofosfat, som blir betegnet organisk fosfor, utgjør en betydelig del av total fosfor i overflatelaget (ca. 50%). I dypvannet derimot eksisterer en overveiende del av fosfor som ortofosfat. Organisk fosfat i de øvre vannlag er trolig knyttet til plankton.

2.3.3.2 *Nitrogen*

I sjøvann foreligger oppløste nitrogenforbindelser vesentlig som nitrat, nitritt, ammonium og knyttet til organiske molekyler. Ved de kjemiske analysene er det ikke skilt mellom nitrat og nitritt. Nitrat og ammonium er planteplanktonets viktigste nitrogenkilder.

Mengdene av nitrat i overflatelaget var svært små i alle de tre fjordene (<10 µg/l) og ligger stort sett lavere enn verdiene målt i overflatevann fra Flekkefjords-området i september (NIVA, 1976a). Det er vanlig å finne de laveste nitratkonsentrasjonene i overflatevann om høsten, slik at de målingene som ble utført i september 1976 ikke gir noe representativt bilde av mengdene av næringssalter i fjordene gjennom året. Spørsmålet om et av elementene nitrogen eller fosfor er en potensiell minimumsfaktor for algevekst har bl.a. interesse for vurderingen av rensetekniske tiltak. Hvis f.eks. en vannforekomst preges av rikelig tilgang på nitrogen, mens det er lite av fosforforbindelser, vil tilførsel av de sistnevnte kunne stimulere til økt produksjon av planktonalger. For å kunne vurdere disse forholdene nærmere er det nødvendig med måling av næringssalter flere ganger over ett år og spesielt før oppblomstringen av planteplankton om våren. I vann med

nær full saltholdighet er det imidlertid en vanlig erfaring at nitrogen er minimumsfaktor, mens fosfor-forbindelser kan være det i markert ferskvannspåvirkede områder.

Den vertikale fordelingen av nitrat (fig. 2) viste samme trend som ortofosfat med de høyeste konsentrasjonene i Hafrsfjorden og de laveste i Byfjorden og en generell økning mot bunnen. Det samme gjaldt total nitrogen. Ammonium ble bare påvist i noen grad i overflatevannet i Gandsfjorden og i de dypere deler av Byfjorden. Mesteparten av nitrogenforbindelsene forelå som organisk bundet nitrogen i overflatevannet i fjordene i september 1976 og som nitrat i de dypere vannlag.

Det er vanskelig å måle tilførslene av fosfor og nitrogen til fjordene. Imidlertid er det gjort forsøk på å estimere teoretisk hva som tilføres hver fjord av næringsalter (NIVA 1974). I NIVA (1974, s 66) står det at Gandsfjorden mottar store fosforutslipp fra Rørvalseverket på Forus. Dette skyldes en misforståelse mellom vår saksbehandler/assistent og vedkommende bedrift. Rørvalseverket har aldri sluppet ut fosformengder av betydning, og følgelig er fosforutslippene til Gandsfjorden betydelig mindre enn hva som er henholdsvis beskrevet og sitert i NIVA (1974) og NIVA (1977c).

2.3.4 Siktedyp

Siktedypet ble målt på de to hydrografiske og 15 biologiske stasjoner. Selv om det er en rekke usikkerhetsmomenter angående denne parameteren, vil det gi informasjon om siktbarheten i overflatelaget i det øyeblikk målingen utføres.

Siktedypet og vannfargen i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden er satt opp i tabell 8, se forøvrig fig. 5. Det er en betydelig forskjell mellom Byfjorden på den ene side og Gandsfjorden og Hafrsfjorden på den andre.

Om det dårlige siktedypet i Hafrsfjorden og Gandsfjorden skyldes utslipp fra industri, kommunale utslipp eller primærproduksjon i form av planteplankton er uvisst.

2.3.5 Metaller i vannmassen

Metallanalysene ble utført for å undersøke om ett av fjordområdene var vesentlig mer belastet av metallutslipp enn et annet. Det er et spinkelt datagrunnlag, og resultatene (tabell 1) må karakteriseres som rent orienterende.

2.3.5.1 *Bly*

Det ble målt lave og normale verdier i alle prøver, bortsett fra i overflatevannet i Gandsfjorden (4.3 µg/l). Selv om det er bare én prøve, er det sannsynlig at det foregår et utslipp av bly (NIVA 1974) fra industri i Sandnes-området.

2.3.5.2 *Kopper*

Ingen av kopper-verdiene er høyere enn hva man vanligvis finner i kystvann. Det kan likevel bemerkes at den høyeste verdien i overflatevann ble målt i Gandsfjorden.

2.3.5.3 *Jern*

Mengdene av jern i sjøvann varierer vanligvis mye. Dette skyldes delvis at jern er assosiert med partikulært materiale. De høyeste konsentrasjonene av jern ble målt i overflatevann og ved intermediære dyp i Byfjorden (~ 60 µg/l). De største kjente utslippene av jern i området stammer fra Rørvalseverket på Forus.

2.3.5.4 *Sink*

Også verdiene av sink i sjøvannsprøvene er normale, men også her ble maksimumsverdiene målt i Gandsfjorden, som utpeker seg som det området som tilfører resipienten metaller (fig. 2)

2.3.5.5 Kvikksølv

Det ble målt overraskende høye kvikksølv-verdier i hele undersøkelsesområdet. I følge Dyrssen et al. (1972) betegnes verdier opp til 0.2 µg/l som normalt i kystvann. Mere enn 60% av de målte verdiene overskred denne grensen. Overflatevann i Gandsfjorden og Byfjorden utmerket seg med verdier på henholdsvis 2.38 og 0.79 µg/l kvikksølv. Også ved intermediære dyp i disse to fjordene ble det målt høye kvikksølv-verdier (0.4 µg/l) (fig. 2). Disse verdiene tyder på at Gandsfjorden er kilden for kvikksølvet og at det skjer en uttransport både i overflaten og ved intermediære dyp. Det bør tilføyes at strømundersøkelsene indikerte en utgående strøm i Gandsfjorden under kompensasjonsstrømmen (VHL 1976). Selv om datamaterialet er lite og ufullstendig, er det grunn til å anbefale at kvikksølv overvåkes i dette området. I følge Kjos-Hanssen (1974) slippes det ut metallisk kvikksølv fra Rørvalseverket, men at mengden er ukjent. Det er påvist at selv om utslippet omfatter metallisk kvikksølv gjenfinnes kvikksølvet i det akvatiske miljø i form av andre uorganiske forbindelser (klorider, Fimreite 1970) eller som organiske forbindelser (Jensen & Jerneløv 1969, Wood et al. 1968). Oksyderingen av metallisk kvikksølv til ionisk kvikksølv er avhengig av redoks-potensialet i mediet og tilstedeværelsen av organiske forbindelser (Fagerstrøm & Jerneløv 1972). Løsligheten av metallisk kvikksølv i vann er 25 µg/l, mens løsligheten er større i sjøvann pga. dannelsen av kvikksølvklorid (Gavis & Ferguson 1972).

I Hafrsfjorden var konsentrasjonene av kvikksølv normale, bortsett fra i dypvannet hvor det ble målt 0.41 µg/l. ¹⁾

1) Siden disse undersøkelsene ble gjort, er det blitt påvist en delvis kontaminering fra plastflaskene som prøvene ble oppbevart på. Det er derfor grunn til å tro at det generelle nivået av kvikksølv i Stavangerfjordene er noe lavere enn rapportert, men at trenden i resultatene er riktig.

2.3.6 Analyser av bunnsedimenter

Analysene omfatter metaller, organisk materiale og PCB og ble utført for å kunne påvise eventuelle forskjeller i forurensning av bunnen i de tre fjordområdene. Sedimenter er velegnet i forurensningsstudier da deres kjemiske sammensetning kan gi informasjon om spredning av forurensningsstoffer fra en bestemt kilde og dessuten belyse den historiske utviklingen mht. forurensning. Mens prosesser i vannmassen skjer raskt, vil tilsvarende prosesser i sedimentene skje mye langsommere, slik at tidsgradienter er nyttige i sedimentundersøkelser.

2.3.6.1 *Visuell betraktning av sedimentene*

En generell beskrivelse av sedimentkjernene er gitt i tabell 3.

Hovedtrekkene viste at i Gandsfjorden består sedimentene ytterst av fin siltig leire, mens kornstørrelsen øker innover fjorden. På den innerste stasjonen (SV-3) var sedimentene sandige. Ellers viste sedimentene en brun oksyderende overflate, som indikerer rikelig med oksygen i bunnvannet i Gandsfjorden.

I Byfjorden ble det bare tatt en sedimentkjerne, slik at denne vanskelig kan sies å være representativ for hele dette fjordområdet.

Denne sedimentkjernen viste homogent siltmateriale. Forholdene i havnebassenget må antas å være annerledes.

I Hafrsfjorden var sedimentforholdene variable. Ytterst (SV-5) var bunnen så hard at det ikke lot seg gjøre å ta en prøve. Dette skyldes trolig kraftig bunnerosjon i området pga. sterk strøm. I dypbassenget innerst i Hafrsfjorden var sedimentene rike på organisk stoff og inneholdt store mengder hydrogensulfid.

Tabell 3. Beskrivelse av sedimentkjernene

Kjerne nr.	Vanndyp (m)	Kjernelengde (cm)	Beskrivelse
SV-1	240	53	2 cm brun, oksyderende overflate. Mørkt, organisk lag under og overgang til lys leire ved 10-15 cm dyp. Skjelllag på 30 cm dyp. Svak H ₂ S-lukt fra leira.
SV-2	135	38	Øvre 14 cm siltig/sandig, brunt sediment. Overgang til bløtere leire ved 15 cm dyp. Skarp overgang til lyseblå leire ved 23 cm dyp.
SV-3	50	14	5 cm brun overflate med sort sand under. Sedimentet var generelt svært grovt. Alle sedimentkjernene fra Gandsfjorden (SV-1, SV-2 og SV-3) hadde polychaeterrør i overflaten.
SV-4	120	24	Gråbrun silt, svært løst i overflaten. Polychaeterrør på toppen. Homogene sedimenter
SV-5	35	-	Sandig sediment med mye skjellfragmenter.
SV-6	20	-	Hard bunn. Ingen prøve.
SV-7	60	39	De øverste par mm var oksydert (brunt). Under sort og anoksisk (H ₂ S) ned til 15 cm. Underliggende grå-brun, gytjeaktig, H ₂ S-holdig sediment.

2.3.6.2 Metaller i sedimentene

Konsentrasjonene av metaller i sedimentene fra undersøkelsesområdet (tabell 2) er ikke spesielt høye, men enkelte prøver viser nivåer av bly, kvikksølv, sink og sølv som må tilskrives forurensning. Tabell 4 gir en oversikt over konsentrasjonsnivåer av metaller i sedimenter fra andre områder, forurensede og uforurensede.

Gandsfjorden

Konsentrasjonene av bly og kvikksølv var her betydelig høyere enn i Byfjorden. De største mengdene ble målt i overflatesedimentene og overflateanrikningen var særlig klar for kvikksølv (fig.3). Det er ikke direkte relevant å sammenlikne konsentrasjonene på de tre stasjonene innbyrdes, ettersom kornstørrelsen i sedimentene varierer betydelig innen selve Gandsfjorden. Vanligvis øker konsentrasjonene av metaller med minkende kornstørrelse i sedimentene (Calvert 1976).

Økningen av kvikksølv og bly mot sedimentoverflaten på stasjon SV-2 kan ikke skyldes en økning i organisk materiale i de øvre deler av sedimentene (tabell 2). Det er derfor vanskelig å kunne forklare de forhøyede metallkonsentrasjonene med noe annet enn økende tilførsel via forurensning de senere år. Gandsfjorden skilte seg også ut når det gjaldt bly og kvikksølv i vannmassen, i forhold til de andre fjordene. Dette styrket troen på at det har foregått og fortsatt foregår utslipp av bly og kvikksølv til Gandsfjorden. Undersøkelser utført i Gandsfjorden (Kjos-Hanssen 1974) indikerte at kvikksølv slippes ut fra Rørvalseverket. I så fall har utslippet pågått i 20 år. Sedimentkjernen tatt utenfor Fiskåneset (SV-2, ca 1 km fra Rørvalseverket) viste kontaminering med bly og kvikksølv i de øvre 8 cm (fig.3). Dette indikerer en gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet på 4 mm pr. år, betydelig høyere enn i Hafrsfjorden (s. 24).

Av de andre metallene analysert viste kopper, nikkel, jern og krom normale verdier og ingen overflateanrikning. Sink var noe høyere i overflate-sedimentene på stasjon SV-1. Tatt i betraktning de sandige sedimentene på denne lokaliteten, skulle man derfor forvente konsentrasjoner mellom 20-50 ppm. Det er derfor grunn til å tro at Gandsfjorden blir tilført sink i de indre deler,

Tabell 4. Metaller i forurensete og uforurensete sedimenter (ppm, Fe i %)

Lokalitet	Referanse	Pb	Hg	Zn	Cr	Fe	Ni	Ag	Cu
Frierfjorden	NIVA 1976b	8-704	0.11-12.8	65-870	-	0.27-7.45	9-107	-	12-129
Ranafjorden	NIVA 1977a	11-865	-	45-1665	15-91	1.6-6.7	-	-	19-318
Oslofjorden	Doff 1969	16-598	-	151-1940	77-298	-	25-81	-	19-766
Bolstadfjorden	Taylor 1974	13-124	-	41-174	-	-	15-48	-	6-36
Saanich Inlet, British Columbia	Gross 1967	20	-	88	-	-	33	-	38
Østersjøen	Manheim 1961	25	-	110	-	-	43	-	78
Card Sound, Florida	Segar & Pellenburg 1973	1	-	4	-	0.19	<2	0.5	2
Turkey Point, Florida	"	3	-	12	-	0.26	25	0.4	11
Dyphavsleire	Riley & Chester 1971	80	-	165	-	6.5	225	0.11	250
Kystsedimenter	"	20	-	-	-	-	55	-	48
Gandsfjorden	dette arbeidet	23-127	0.08-1.0	72-245	23-50	1.2-3.5	10-37	0.34-0.85	13-36
Byfjorden	"	11-38	0.05-0.50	31-57	11-16	0.8-1.0	7-14	0.12-0.50	8-13
Hafrsfjorden	"	26-98	<0.05-0.29	80-365	28-45	2.0-4.0	11-30	0.2-2.4	19-40

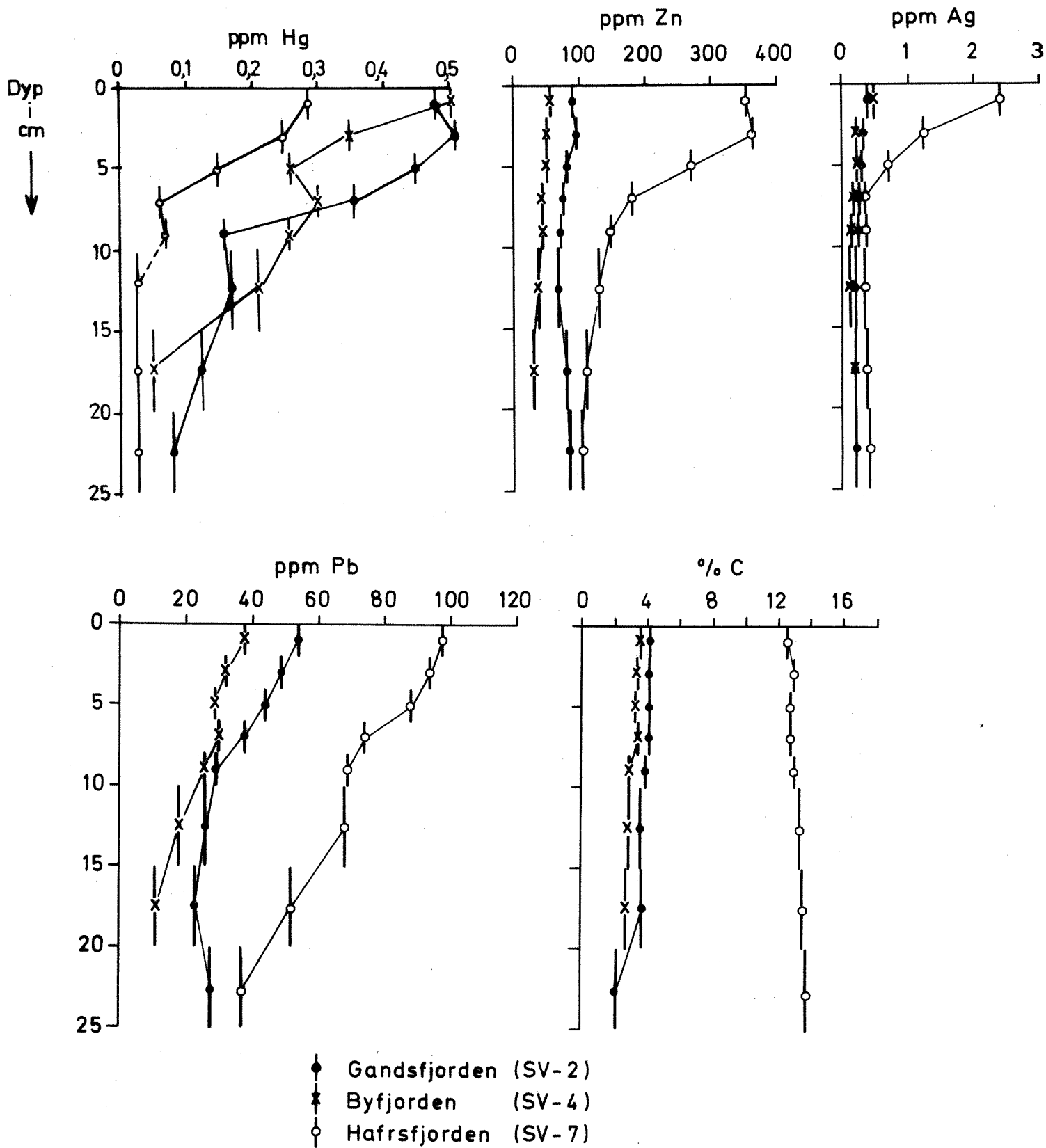


Fig. 3 Vertikalprofiler for kvikksölv (Hg), sink (Zn), sölv (Ag), bly (Pb) og organisk karbon (C) i sedimenter fra Byfjorden, Gandsfjorden og Hafsfjorden

noe som også de få vannanalysene til en viss grad viser. Det samme gjelder sølv, som viser høyere konsentrasjoner i overflatesedimentene enn hva som kan betegnes normalt. Det antas at kontamineringen av sølv skyldes utslipp fra fotolaboratorier. Kontamineringen omfatter bare det øverste sjiktet av sedimentene, og bekrefter således at sølvutslipp av betydning bare har pågått fra begynnelsen av 1970-årene.

Byfjorden

Metallkonsentrasjonene i sedimentkjernen fra Byfjorden (SV-4) viste en overflateanrikning av kvikksølv og sølv, mens de øvrige metaller var tilstede i normale konsentrasjoner. På samme måte som i Gandsfjorden var sølv tilstede i høyere konsentrasjoner bare i overflatesjiktet, mens anrikningen av kvikksølv ble påvist lenger ned i sedimentet (fig.3). Om kvikksølvkontamineringen her stammer fra utslipp til Gandsfjorden eller det eksisterer andre tilførsler av kvikksølv i dette området, er uvisst. De jevnt over høye kvikksølvkonsentrasjonene i vannmassene på stasjon SV-4 antyder også at Byfjorden er eller nylig har vært noe belastet med kvikksølv.

Hafrsfjorden

Her var konsentrasjonene av sink, bly og sølv tildels høye i sedimentene, mens de øvrige metaller var stort sett normale. Et unntak er stasjonen i innløpet til Hafrsfjorden (SV-5), hvor sedimentene var sandige og derfor viste lave metallkonsentrasjoner.

I dypbassenget i Hafrsfjorden var sedimentene meget rike på organisk materiale (fig. 3) og svært sulfidholdige. Den sorte fargen på de øvre 15 cm skyldes sannsynligvis tilstedeværelsen av jern-monosulfid og reflekterer ikke innholdet av organisk materiale. Det underliggende sediment var også sulfidholdig, og konsentrasjonen av organisk materiale var like høy som i de øvre 15 cm. Overgangen mellom sort sediment og grå-grønt gytjeaktig sediment ved 15 cm dyp representerer derfor ikke overgang mellom anoksisk og oksisk sediment, men trolig mellom jern-monosulfid (FeS) og pyritt (Fe_2S_3).

Den kjemiske sammensetningen av anoksiske sedimenter skiller seg fra oksiske spesielt når det gjelder mangan, fosfor, svovel og karbon og i noen grad jern (Calvert 1976). Ellers er det kjent at kopper, bly og sink viser noe høyere konsentrasjoner i anoksiske enn oksiske sedimenter (Doff 1969). Det er blitt antydnet at dette skyldes medfelling med sulfider (Krauskopf 1967) eller adsorpsjon til organisk materiale.

Hvis anrikningen av sink, bly og sølv skyldtes assosiasjon med organisk materiale, ville man vente å finne en viss korrelasjon mellom metall og karbon. Dette er ikke tilfelle. Mens innholdet av karbon i sedimentkjernen var nokså konstant (12.6-14.4%, fig.3) var det en tydelig økning av metaller i de øvre 15 cm av kjernen. Hvis økningen i metallkonsentrasjonene var et resultat av utfelling av metallsulfider, ville man vente høyere kopperkonsentrasjoner ettersom løslighetsproduktet for kopparsulfider er betraktelig lavere enn for sink- og blyulfid (Hallberg 1974). Videre ville man vente høyere konsentrasjoner av metaller i de dypere deler av sedimentet, hvor sulfidkonsentrasjonen trolig er høyest. (En slik antakelse bygger på at jern-monosulfid (FeS) erstattes av pyritt (Fe_2S_3) under 15 cm dyp i kjernen). Dette innebærer at både for bly, sink og sølvs vedkommende er det mye som tyder på at anrikningen i de senere år skyldes en økende tilførsel via forurensning. Dette gjelder spesielt sølv, som viser 10 ganger økning i overflaten relativt til dypere deler av kjernene. Man må anta at kontamineringen av sølv skyldes utslipp fra eksisterende og tidligere fotolaboratorier. Sedimentasjonshastigheten i dypbassenget i Hafrsfjorden er målt ved Pb-210 dateringer til 2.1 - 2.5 mm pr. år (Kjos-Hanssen 1976). Anrikningen av sølv er observert i de øvre 6 cm, slik at man ut fra dette kan sannsynliggjøre at Hafrsfjorden er blitt tilført sølv siden begynnelsen av 1950-tallet.

2.3.6.3 PCB i sedimentene

Konsentrasjonene av PCB i sedimentene varierte mellom 0.01 - 0.25 ppm (tørrvekt) i de øverste 2 cm. Høyest var konsentrasjonen i Hafrsfjorden, og PCB-mønsteret indikerte en blanding av Aroclor 1254 og Clophen A60-forbindelser. Forskjellen mellom PCB-innhold i sedimenter fra Hafrsfjorden og de øvrige områder kan muligens skyldes forskjeller i innhold av organisk materiale. Choi & Chen (1976) har påpekt at konsentrasjonene av PCB

i sedimenter øker med økende organisk innhold. Analyser av PCB i anoksiske sedimenter fra Santa Barbara Basin, California, viste at PCB-konsentrasjonene var <0.03 ppm før 1945, men at de økte gradvis i sedimentene fram til 1967 (Wilson et al. 1974). Overflatesedimentene viste da en konsentrasjon på 0.1 ppm, som er halvparten av den påviste mengden i overflatesedimentet i Hafrsfjorden.

Undersøkelser fra utlandet nær utslipp av kloakk har imidlertid vist overveiende høyere verdier enn hva som ble funnet i Hafrsfjorden (Young & McDermott-Ehrlich 1976).

3. BIOLOGISKE FORHOLD

3.1 FASTSITTENDE ALGER OG DOMINERENDE STRANDFAUNA

3.1.1 Innledning

Hvilke arter som forekommer i et område, og deres mengde gjenspeiler på en integrerende måte den biologiske påvirkningen fra miljøfaktorene på stedet. Organismesamfunnenes artssammensetning kan derfor brukes til å påvise og beskrive forurensningseffekter.

Sammensetningen av organismesamfunnene i et område er opprinnelig bestemt av naturlige miljøfaktorer. Endringer i samfunnene kan skyldes naturlige miljøforandringer, forskjellige former for sivilisatorisk påvirkning eller en kombinasjon av disse faktorer. For å kunne bruke organismer som indikatorer på forurensningsbelastning, trengs det kunnskaper om deres krav til miljøet og deres respons på endringer i dette. Ved å studere utvalgte organismer over lengre tid, vil en kunne få økende kunnskaper på dette felt, og således lettere kunne relatere virkninger til årsaker.

Fastsittende alger er en velegnet organismegruppe til forurensningsbiologiske studier. De kan ikke unngå de forskjellige påvirkninger forårsaket av kloakkvann eller industriutslipp til fjorden, og flerårige alger vil derfor kunne gjenspeile hvordan tilstanden har vært de siste årene.

Hensikten med å undersøke den fastsittende algevegetasjon var å få et grovt overblikk over forurensningssituasjonen i de øverste vannmasser i Gandsfjorden, Byfjorden og Hafrsfjorden.

Tidligere algologiske arbeider fra disse tre fjorder, som kan gi noe sammenligningsgrunnlag for det innsamlede datamateriale, foreligger bare fra Hafrsfjorden (Bokn 1972). Imidlertid har Breivik (1958) utført en kartlegging av algevegetasjonen i Høgsfjorden like øst for Gandsfjorden i 1951-52. Dahl (1968) arbeidet med *Pelvetia canaliculata* (sautang), som har sin utbredelsesgrense i Sør-Rogaland. Denne arten kan således være en mulig indikatorart på selv mindre endringer i vannkvaliteten.

3.1.2 Materiale og metoder

Undersøkelsesområdet omfatter Gandsfjorden, Byfjorden og Hafrsfjorden, som er avgrenset i samsvar med fig. 1 i tidligere rapport om forurensnings-tilførsler (NIVA 1974, s 93). Feltarbeidet ble gjennomført 6 - 10 september 1976.

Algevegetasjonen er kartlagt i de øverste 2 - 4 m av stranden på 15 lokaliteter. Av fig. 1 (s 12) fremgår det at lokalitetene er fordelt med 3 i Byfjorden (St B1 - Vardeneset, St B2 - Ulsnes og St B3 - Søllyst), seks i Gandsfjorden (St B4 - Hellesøy, St B5 - Riskafjord, St B6 - Hillevåg, St B7 - Vaulen, St B8 - Forus og St B9 - Rovik) og seks i Hafrsfjorden (St B10 - Fjørneset, St B11 - Hafrsfjordbroen, St B12 - Klakstein på Hestnes, St B13 - nær Prestøy, St B14 - Solabukta og St B15 - nær Liapynten).

Nedre grense for algenes voksested ble registrert på alle stasjoner unntatt St B10 (tekniske vanskeligheter). Alle feltundersøkelser av algevegetasjonen ble utført med froskemannsutstyr.

Lett gjenkjennelige arter ble registrert på stedet. Eksemplarer av de øvrige arter ble samlet inn og konservert i 2 - 4% formalinoppløsning og senere identifisert på laboratoriet.

I referanse-øyemed ble også stasjonære dyreorganismer registrert på de samme stasjoner.

Til metallanalyser ble det samlet inn to algeprøver fra St B8 og en prøve fra hver av de øvrige stasjoner. Primært ble det forsøkt å samle inn *Fucus vesiculosus* (blæretang) som prøvemateriale. Hvor denne algen ikke var tilstede i tilstrekkelige mengder, ble det samlet inn alger tilhørende samme slekt (*F. serratus* (sagtang) og *F. spiralis* (spiraltang)). Unntak fra dette er stasjonene B13 - B15, hvor grønnalgen *Codium fragile* (pollpryd) ble brukt. Prøvene besto av et større antall hele planter, og hver prøve utgjorde omtrent 100 til 750 g våtvekt ettersom algemengden varierte. Algeprøvene ble frosset i plastposer.

Metallanalysene er utført på Sentralinstitutt for industriell forskning. Prøvene er tørket ved 50°C eller frysetørret og homogenisert i porselenskulemmølle. For tre av prøvene er det foretatt en anrikning av nikkel, kopper, kadmium og bly ved hjelp av ekstraksjon før analysen etter at prøvene først var dekomponert med en blanding av svovelsyre og salpetersyre. De øvrige analyser er utført etter dekomponering i "bombe" (oppslutningskar) og direkte analyse. Det er analysert på metallene: Krom, mangan, jern, nikkel, kopper, sink, sølv, kadmium, kvikksølv og bly. Alle analyser er utført ved atomabsorpsjon.

3.1.3 Resultater fra algefloristisk undersøkelse

Sammensetningen av den fastsittende algevegetasjonen (tang og tare) forandret seg så vel kvalitativt som kvantitativt fra fjord til fjord, men også innen en og samme fjord.

I tabell 5 (s 37) er det stilt opp alle algefunn av gruppene rødalger, brunalger og grønnalger. Artsantallet for hver algegruppe samt totalsummen av arter er ført opp for hver stasjon. I hele området ble det funnet 76 arter, fordelt med 34, 29 og 13 arter på henholdsvis rød-, brun- og 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 (Børgesen 1905). Hvor det ikke er tatt noe standpunkt til den mengdemessige gradering, er det brukt X i tabellen.

For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenens algesamfunn, er det i tabell 5 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper. Sammenligninger mellom stasjoner kan bare gjøres under relativt like fysiske betingelser som fast underlag og bølgeeksponering.

Grønnalgene er en algegruppe som favoriseres under miljøforhold som økt ferskvannstilrenning og forurensningsbelastning i form av organisk stoff og/eller næringssalter. Dette vitner også resultatene fra denne undersøkelsen om. Erfaringsmessig vil rene kystfarvann langs norskekysten med saltholdighetsnivåer over 25-30 o/oo oppvise forholdstall mellom rød-, brun- og grønnalgearter som normalt er 45 ± 10 : 35 ± 10 : 15 ± 5 . 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. Fig. 4 (s 50) gjengir den innbyrdes likhet mellom stasjonene med hensyn til artssammensetningen. Den parvise likhet mellom stasjonene er regnet ut ved indeksen $L = 1000 \cdot \frac{2c}{a+b}$, hvor a = antall arter på stasjon a, b = antall arter på stasjon b, og c = antall felles arter. Indeksen går fra 0 (ingen arter felles) til 1 000 (alle arter felles). 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.

For å kunne dele inn stranden i soner er det brukt forskjellige betegnelser, hvorav de vanligste er supralittoralsonen, littoralsonen og sublittoralsonen. Både fysiske og biologiske tilstander har vært benyttet som kriterier. I dette arbeidet er supralittoralsonen definert som det området av stranden som ligger mellom algevegetasjonens øvre grense og øvre grense av *Balanus balanoides* (strandrur) eller nedre grense av den svarte skorpelaven *Verrucaria maura*. Littoralsonen strekker seg ned til øvre grense av *Fucus serratus* (sagtang), mens sublittoralsonen defineres ned til algevegetasjonens nedre grense.

Blågrønnalger ble bare registrert på de stasjoner hvor disse mikroskopiske alger var lett iøynefallende. Større organismer av strandfaunaen ble også registrert. I tabell 6 (s 39) er observasjoner over blågrønnalger og strandfauna ført opp.

Registreringen av de fastsittende algers dypeste voksested er en metode som gir indikasjoner på vannets klarhet over tid (se Sears and Cooper 1978).

TABELL 5. REGISTRERTE ARTER AV RØDALGER, BRUNALGER OG GRØNNALGER.

R = rødalger, B = brunalger, G = grønnalger.

TEGNFORKLARING:

x = tilstedeværende

1 = sjelden

2 = vanlig

3 = assosiasjonsdannende

Stasjonsbetegnelse:	BYFJORDEN			GANDSFJORDEN						HAFRSFJORDEN					
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15
RØDALGER (R)															
<i>Ahnfeltia plicata</i>	1						1	2		1					
<i>Audouinella purpurea</i>						2									
<i>Audouinella</i> sp.						2								x	2
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (<i>Trailliella</i>)				2	3	1					3				
<i>Callithamnion corymbosum</i>						1	1	1	x				1		
<i>Ceramium rubrum</i> - vanlig rekeklo	2	2	2	2	3	2	2	2		2	2	2	2	1	
<i>Ceramium secundatum</i>		2													1
<i>Ceramium strictum</i>								x	x				x	x	x
<i>Chondrus crispus</i> - krusflik				2			1	1			2	2		x	
<i>Chylocladia verticillata</i>															2
<i>Corallina officinalis</i>	3	3	2	2	2					2	2	1			
<i>Cystoclonium purpureum</i>		1	x	x	1				x		2	1			x
<i>Delesseria sanguinea</i> - fagerving		2	1							1					
<i>Dilsea carnosa</i>		1								1					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>						1					1				
<i>Gigartina stellata</i> - vorteflik	1	2			2	2	1	1		3	2	2		3	1
<i>Gracilaria verrucosa</i>				x											
<i>Hildenbrandia rubra</i>			3	1	?	2	2	2		1					2
<i>Nemalion helminthoides</i>	1	2								1					
<i>Odonthalia dentata</i>										2					
<i>Palmaria palmata</i> - søl	1	2	1				1			2					
<i>Phycodrus rubens</i>		1	1					x							
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>		2			x			1		2	2				
<i>Phyllophora truncata</i>				1			1								
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	3	3	2	2	2	2	2	2		2	2	2	2	2	2
<i>Phymatolithon polymorphum</i>											x		2		
<i>Polyides rotundus</i>				1	1							1			
<i>Polysiphonia brodiaei</i> - penseldokke			x		2	1							2		
<i>Polysiphonia lanosa</i>		1			2		2								
<i>Polysiphonia urceolata</i>								x	x			x	1	2	
<i>Polysiphonia violacea</i>								2				x	x	x	
<i>Porphyra umbilicalis</i>		1				2	3			2		1			
<i>Ptilota plumosa</i>								1		1					
<i>Rhodomela confervoides</i>											1				x
ANTALL PR STASJON R	7	14	9	10	11	11	11	13	4	14	11	10	8	8	9

forts. tabell 5.

Stasjonsbetegnelse	BYFJORDEN			GANDSFJORDEN					HAFRSFJORDEN							
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	
BRUNALGER (B)																
<i>Alaria esculenta</i> - butare	2															
<i>Ascophyllum nodosum</i> - grisatang	2	1	2		2		2					1		1	1	
<i>Asperococcus fistulosus</i>				1												
<i>Asperococcus turneri</i>				1												
<i>Chorda filum</i> - martaum			1	2	1		2	1	x		2	2		2	2	
<i>Chorda tomentosum</i>															2	
<i>Chordaria flagelliformis</i>	1	1		1	1		1				2	2			2	
<i>Cladostephus spongiosus</i> f. <i>spongiosus</i>								1							1	
<i>Colpomenia peregrina</i>												1				
<i>Cruoria pellita</i>		2														
<i>Desmarestia aculeata</i>									x	1						
<i>Dictyota dichotoma</i>				2	2						2	2		2	2	
<i>Ectocarpus</i> sp. - brunslie	2	2	2	2	2	2	2	2	x	2	3	3	2	2	2	
<i>Elachista fucicola</i>	2	2		2	1		2	1		2						
<i>Fucus serratus</i> - sagtang	3	3	3	3	3	2	3	3		3	3	3				
<i>Fucus spiralis</i> - spiraltang	2	2	3		3	3	3	3	2	1	1	1	1			
<i>Fucus vesiculosus</i> - blæretang	3	1	1	3	2		3	2		2	3	2				
<i>Halidrys siliquosa</i> - skulpetang	2	2		2	2		1			1						
<i>Laminaria digitata</i> - fingertare	3	3	3	1	2	3	3	3		2						
<i>Laminaria hyperborea</i> - stortare	3	3								3						
<i>Laminaria saccharina</i> - sukkertare	3	3	3	3	2	3	3	2	x	2	3	3	1	2		
<i>Leathesia difformis</i>				2	1										2	
<i>Myriotrichia claviformis</i>															x	
<i>Pelvetia canaliculata</i> - sautang											2		2			
<i>Seytostiphon lomentaria</i>			x										2		2	
<i>Spermatocchnus paradoxus</i>				2								3		x		
<i>Sphacelaria bipinnata</i>				2	1											
<i>Sphacelaria cirrosa</i>				x												
<i>Spongonema tomentosum</i>								1								
ANTALL PR STASJON B	12	12	9	16	14	5	11	10	5	10	9	11	5	6	10	
GRØNNALGER (G)																
<i>Bryopsis plumosa</i>								x								
<i>Chaetomorpha melagonium</i>	1	2														
<i>Cladophora rupestris</i>	2	2	3	2		2	2	2		1						
<i>Cladophora</i> sp. - grønndusk	2		2	1	2	2	1	2	x			2	1	2	1	
<i>Codium fragile</i> - pollpryd		2	2	2	1	1	2	3	x		1	1	2	2	2	
<i>Enteromorpha compressa</i>			2			2			x							
<i>Enteromorpha intestinalis</i>						3										
<i>Enteromorpha linza</i>						1										
<i>Enteromorpha</i> sp. - tarmgrønske	1		2				2	2	3	2	2	2			1	
<i>Prasiola stipitata</i>											2					
<i>Rhizoclonium riparium</i>											x					
<i>Spongomorpha centralis</i>		2														
<i>Ulva lactuca</i> - sjøsalat		1			1	1	1	1	1	1	2	2		1	1	
ANTALL PR STASJON G	4	5	5	3	3	7	6	5	5	3	6	4	2	3	4	
TOTALT ANTALL PR STASJON (R+B+G)	23	31	23	29	28	23	28	28	14	27	26	25	15	17	23	
% PR STASJON:	R	30.4	45.2	39.1	34.5	39.3	47.8	39.3	46.4	28.6	51.9	42.3	40.0	53.3	47.1	39.1
	B	52.2	38.7	39.1	55.2	50.0	21.7	39.3	35.7	35.7	37.0	34.6	44.0	33.3	35.3	43.5
	G	17.4	16.1	21.8	10.3	10.7	30.5	21.4	17.9	35.7	11.1	23.1	16.0	13.4	17.6	17.4

TABELL 6. REGISTRERTE ARTER AV BLÅGRØNNALGER OG STRANDFAUNA

Tegnforklaring: rr = svært sjelden cc = svært vanlig
r = sjelden x* = tilstedeværende
c = vanlig

Stasjonsbetegnelse:	BYFJORDEN			GANDSFJORDEN						HAFRSFJORDEN					
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15
BLÅGRØNNALGER															
<i>Anabaena</i> sp.											x	x		x	x
<i>Calothrix confervicola</i>				x											
<i>Oscillatoria</i> sp.									x						
<i>Spirulina subsalsa</i>									x						

Stasjonsbetegnelse:	BYFJORDEN			GANDSFJORDEN						HAFRSFJORDEN					
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15
VIRVELLØSE DYR															
<i>Halichondria panicea</i> - brødsvamp					r										
<i>Membranipora</i> sp. - mosedyr			cc		cc	cc		cc							
<i>Tealia fellina</i> - fjæresjørøse													cc		
<i>Ophiodromus flexuosus</i>									cc					c	
<i>Pomatoceros triqueter</i> - trekantmark										c	c	cc	cc	cc	
<i>Spirorbis</i> sp. - posthornmark	c	c	c	cc		c	cc	cc		c	c				
<i>Gibbula</i> sp. - toppsnegl					rr					r					
<i>Littorina littorea</i> - strandsnegl				cc	rr						rr	c	r	cc	cc
<i>Littorina obtusata</i>													r		
<i>Littorina saxatilis</i>				c	c								r		
<i>Nucella lapillus</i> - purpursnegl		c		e	e					e	e	c			
<i>Patella vulgata</i> - albueskjell	c	cc	c	c	c		c	e		cc		cc			rr
<i>Mytilus edulis</i> - blåskjell					r										
<i>Balanus balanoides</i> - strandrur	c	c	cc	c	cc	c	c	c		cc	cc	c	e	c	
<i>Balanus balanus</i> -						r									
<i>Cancer pagurus</i> - taskekrabbe									c						
<i>Asterias rubens</i> - vanlig kors-troll			r	r		cc		r			c	c	c		cc
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> - drøbakkråkebolle													cc		
<i>Ciona intestinalis</i>											c		r		
<i>Tunicata</i> indet.											c	c			

3.1.3.1 Byfjorden

St. B1 ligger østvendt like syd for Vardeneset fyr. Lokaliteten består av to typer substrat. Den sydligste delen er grunnfjell med helningsvinkel ca 30° i strandsonen, som fortsetter i en slakkere vinkel mot dypet. Lenger nord - i en liten bukt - består stranden av rullestein, hvor *Ascophyllum nodosum* (grisetang) var meget vanlig. I supralittoralsonen på grunnfjellet vokste et ca 1 m bredt belte av blågrønnalger, hvorav *Calothrix scopulorum* var den vanligste. Nedenfor dannet de vanlige brunalgene *Fucus spiralis* (spiraltang), *F. vesiculosus* (blæretang) og *F. serratus* (sagtang) distinkte assosiasjoner. Sagtang-assosiasjonen var spesielt kraftig. Under denne assosiasjonen var forskjellige tarearter fremtredende. I den mer beskyttede bukta fantes *Laminaria sacchorina*-assosiasjon (sukkertare). I områder med kraftigere bølgeslag ble sukkertaren presset dypere ned av *L. digitata* (fingertare) og *L. hyperborea*-assosiasjoner (stortare). Også *Alaria esculenta* (butare) var vanlig på den mest bølgeeksponerte delen av lokaliteten. Sukkertare ble funnet ned til ca 35 m dyp, mens nedre grense for fastsittende alger var minst 50 m.

Patella vulgata (albueskjell), *Balanus balanoides* (strandrur) og *Spirorbis* sp. (posthornmark) var alle vanlige på stasjonene.

St. B2 ligger på Ulsnes, vendt mot nordvest. Substratet består øverst av rullestein, fjell med større sprekker og littoralbasseng. Helningsvinkelen på fjellet var mindre enn 20°. Ingen av fucaceene i littoralsonen dannet assosiasjoner. Å dømme etter den øvrige littoralvegetasjon er nok bølgeeksponeringen den hemmende faktor. Alger som *Ceramium secundatum*, *Spongomorpha* sp., *Corallina officinalis* f. *compressa*-assosiasjon og *Porphyra umbilicalis* skulle tyde på det. I sublittoralsonen var sagtang assosiasjonsdannende. Under sagtangen fulgte fingertare-assosiasjon og en blandings-assosiasjon av stortare og sukkertare. *Halidrys siliquosa* (skulpetang) var vanlig på så vel St. B1 som B2. Sukkertare ble funnet ned til ca 45 m, mens nedre grense for fastsittende alger var ca 50 m.

Albueskjellet var meget vanlig. I tillegg var *Nucella lapillus* (purpursnegl), strandrur og posthornmark vanlige.

St. B3 ligger nordvest-vendt på Sølyst og skulle således være representativ for Stavanger havnebasseng. Substratet i de øverste metre besto av rulle-

stein og fjell med innskjøringer. Helningsvinkelen på fjellet varierte med 60 - 75^o i supralittoralsonen, under 20^o ned til ca 1 ½ m, og 45 - 60^o dypere.

Sammenlignet med de to stasjonene lenger ute i Byfjorden utmerket St. B3 seg ved en rik vegetasjon av grønnalgen *Enteromorpha* spp. (tarmgrønske). De fire vanlige fucaceene var alle til stede. Spiraltang dannet assosiasjon. Grisetang var vanlig, mens blæretang fantes mer sjelden mellom rullesteinene. Sagnetang dannet en tydelig 20 cm bred assosiasjon. Tareartene var representert ved assosiasjoner av fingertare, som vokste fra sagnetang-assosiasjonen og ned til ca 1 m, og sukkertare som bredte seg fra ca 0.8 m og ned til ca 18 m dyp. Dette var største dyp mellom Sølyst og Stavanger havn, og bunnen her var fullstendig dekket av sukkertare. Andre vanlige alger på stasjonen var *Cladophora rupestris* (vanlig grønndusk), *Codium fragile* (pollpryd), *Ectocarpus* sp. og *Cladophora* sp. (grønndusk).

Balanus balanoides (strandrur) og *Littorina littorea* (strandsnegl) var svært vanlige. *Patella vulgata* (albuesnegl) var også utbredt.

3.1.3.2 Gandsfjorden

St. B4 finnes sydvendt på Hellesøy. Denne stasjonen ligger ytterst i Gandsfjorden på grensen mot Høgsfjorden. Substratet var fjell med helningsvinkel under 20^o. Fucaceene blæretang og sagnetang dannet assosiasjoner, mens spiraltang og grisetang ikke ble observert på denne lokaliteten. Grønnalgevegetasjonen var ubetydelig. Fingertare fantes spredt i øvre del av sublittoralsonen. Sukkertare var derimot assosiasjonsdannende og vokste ned til 26 m dyp. *Bonnemaisonia hamifera* (*Trailliella*-stadiet) var vanlig og vokste ned til 27 m, som også var algenes nedre dybdegrense.

Strandsnegl og posthornmark var svært vanlige. Likeledes dannet strandrur en nærmest sammenhengende sone. Av øvrige littorale dyrearter var albuesnegl, purpursnegl og *Littorina saxatilis* vanlige.

St. B5 ligger nordvendt på Breivikskjær i Riskafjorden. Substratet besto hovedsaklig av fjell med varierende helningsgrad. Supralittoralsonen har en helning mellom 30 og 45^o. Littoralsonen har en slakkere helning, mindre enn 30^o. Fra 2 m dyp og dypere var helningsvinkelen ca 60^o.

Alle de vanlige fucaceene ble funnet i forskjellige mengder. Spiraltang dannet en uvanlig stor assosiasjon. *F. cf. vesiculosus* (blæretang) besto av en ung populasjon like under spiraltangen. Noe syd for nordspissen av skjæret dannet grisetang en assosiasjon, mens sagtang dannet assosiasjoner i hele området. I likhet med St B4 var grønnalgevegetasjonen også her av underordnet betydning. Tareartene var ikke så dominerende i sublittoralsonen som de var på St. B1 - B4. Fingertare dannet en tilnærmet assosiasjon i de to øverste metre, mens sukkertare vokste mer spredt fra 2 m og nedover mot 20 m. Største dyp for algevekst ble anslått å ligge på ca 25 m. Algene i sublittoralen var rikelig dekket med epifytter (påvekst på andre planter). De vanligste var *Ceramium rubrum* (vanlig rekeklo) og *Bonnemaisonia hamifera* (*Trilliella*-stadiet). Sistnevnte alge vokste helt ned til 25 m dyp.

Strandrur dannet en tydelig sone. Albueskjell, purpursnegl og *Littorina saxatilis* var alle vanlige i littoralsonen. Små blåskjell vokste spredt, mens det kun ble funnet ett eksemplar av strandsnegl.

St. B6 ligger vestvendt ved en molo innenfor Strømvik Bad mot Hillevågsvannet. Helningsgraden på substratet var varierende. Littoralsonen var dominert av tarmgrønske, og like over den kraftige grønnalgesonen vokste en assosiasjon av spiraltang. Blære- og grisetang ble ikke observert. Sagtang vokste spredt på lokaliteten. Like under i en 20 cm bred sone dannet fingertare en assosiasjon. Fra ca 1 m dyp dannet sukkertare en sammenhengende assosiasjon ned til 15 m dyp. Enkeltindivider ble funnet ned til 18 m dyp, som også var største dyp for algevegetasjonen. Dette dypet ble funnet utenfor Strømvik Bad.

Strandrur og posthornmark var vanlige i området. I tillegg var sjøstjernen *Asterias rubens* (vanlig korstroll) svært vanlig i sublittoralsonen.

St. B7 ble lagt på Taraldsholmen på Vaulen og ligger østvendt. Substratet består av fjell med helningsvinkel mindre enn 30°. Vegetasjonen i littoral- og øvre del av littoralsonen var dominert av fucacé-assosiasjoner (vanlig brun tang). Nederst i supralittoralsonen vokste en assosiasjon av *Porphyra umbilicalis* (vanlig fjærehinne). Av fucaceene dannet spiraltang, blæretang og sagtang alle assosiasjoner. Grisetang vokste mer spredt i blæretang-assosiasjonen. Selv om stranden var dominert av fucaceer, bar den også

preg av en grønnalgevegetasjon. Tareartene fingertare og sukkertare dannet begge assosiasjoner. Sistnevnte art vokste ned til 26 m dyp, men fra 10 - 12 m dyp gikk assosiasjonen gradvis over til mer spredtvoksende individer. Nedre grense for fastsittende algevegetasjon var ca 27 m dyp, hvor grønnndusk ble funnet. Vanlig rekeklo og *Ectocarpus sp.* (brunslie) var vanlige epifytter.

Med unntak av få individer (*Littorina obtusata*) ble verken strandsnegl eller rur observert. Posthornmark var svært vanlig, og albueskjell vanlig på denne lokaliteten. Dyrelivet på St. B7 var tydelig fattigere enn på stasjonene lenger ute i By- og Gandsfjorden.

St. B8 ligger på Forus og vender mot øst. Substratet besto av fjell med helningsvinkel mindre enn 45° . I overgangen mellom supra- og littoralsonen vokste en spiraltang-assosiasjon, mens blæretang fantes mer spredt. Grisatang ble ikke observert. Sagtang vokste i et større dyp enn den vanligvis gjør, og assosiasjonen ble funnet mellom 3 og 5 m dyp. Grønnalgen *Codium fragile* (pollpryd) var usedvanlig velutviklet og dannet kraftige assosiasjoner fra ca $\frac{1}{2}$ m dyp. Fra 3 - 5 m dyp dannet den en blandingsassosiasjon med sagtang. Fingertare var også assosiasjonsdannende, mens sukkertare var vanlig ned til 19 m dyp. Algevegetasjonen bar preg av noe nedslamming (detritus) fra 1 m dyp og ned til ca 20 m. Noen individer av grønnndusk ble funnet på 29 m dyp. Sammenlignet med St. B7 var det mindre omfang av epifytter på denne stasjonen.

Posthornmark var svært vanlig på stein og alger. Likeledes var så vel strandrur som albueskjell vanlige. Noen former for strandsnegl ble derimot ikke observert.

St. B9 ble lagt ved en mindre steinfylling nær en liten småbåthavn i nordre del av Rovik i Sandnes. Algevegetasjonen bar tydelig preg av dårlig vannkvalitet i overflaten. Spiraltang, som mye av døgnet er tørrlagt, var vanlig. Sammen med tarmgrønske utgjorde disse den alt overveiende del av vegetasjonen i vannkanten. For froskemennene var sikten ned til $\frac{1}{2}$ m dyp praktisk talt lik null. Vannet ble noe klarere fra $\frac{1}{2}$ til 2 m dyp. Under 2 m var sikten adskillig bedre. Utover spiraltang ble det ikke observert noen fucaceer på lokaliteten. Av tareartene var det kun sukkertare som ble registrert. Arten var vanlig ned til 14 m dyp, hvilket også var største dyp for vekst av benthosalger.

Ingen vanlig strandfauna ble registrert. Imidlertid var taskekrabbe (*Cancer pagurus*) vanlig mellom 6 og 16 m. Likeledes var forskjellige flyndrearter vanlig på bunnen. Mangebørsteormen *Ophiodromus flexuosus* var svært vanlig fra 16 m og dypere.

3.1.3.3. Hafrsfjorden

St. B10 ligger vendt mot nordøst mellom Fjørneset og Hafrsfjordbroen. Substratet besto av fjell og rullestein. Fucacé-vegetasjonen var på ingen måte dominerende på denne stasjonen. Spiraltang var sjelden, grisetang ble ikke observert, mens blæretang var vanlig på deler av lokaliteten. Sagtang var eneste fucacé som var assosiasjonsdannende. Av tareartene var det stortare som dominerte med en kraftig tareskog ned til ca 10 m dyp. Fingertare var vanlig like over stortaren, mens sukkertare vokste noe spredt dypere i stortare-assosiasjonen. På grunn av tekniske vanskeligheter med dykkerutstyret ble ikke nedre grense for algevegetasjonen registrert. Etter den øvrige vegetasjon å dømme, anslås imidlertid denne grense å ligge dypere enn 30 m.

Strandrur og albueskjell var svært vanlig, og purpursnegl og posthornmark må betegnes som vanlig forekommende.

St. B11 ligger vendt mot sydøst på Prestaskjæret like innenfor Hafrsfjordbroen. Substratet var fjell med helningsvinkel mindre enn 30°. Alle de vanlige fucaceene ble funnet. Spiraltang var sjelden og vokste kun på et lite areal. I motsatt ende av lokaliteten hadde grisetang etablert seg. Blæretang og sagtang dannet begge assosiasjoner. Stasjonen bar preg av grønne algene tarmgrønske og grønndusk. Eneste tareart som ble observert var sukkertare. Den var assosiasjonsdannende fra ca 0.3 m og ned til største dyp - 21 m - i området.

Stasjonen var ellers karakterisert ved rikelig med epifytt-vegetasjon som brunsl, *Bonnemaisonia hamifera* (*Trailliella*) og grønndusk. I tillegg dannet *Dictyota dichotoma* store assosiasjoner på fjellet. Algene i sublittoralsonen bar preg av organisk belastning i form av store mengder med detritus (dødt organisk stoff). Fra ca 2 m dyp dannet blomsterplanten *Zostera marina* (vanlig ålegress) store enger.

På andre siden av skjæret (NV) vokste *Pelvetia canaliculata* (sautang). Dette er en vanlig art fra Nord-Rogaland og nordover langs kysten, mens algen har sin sydøstlige grense på Jærkysten.

Strandrur var svært vanlig. I tillegg var purpursnegl, posthornmark og *Pomatoceros triqueter* (trekantmark) vanlig. I sublittoralsonen vokste det rikelig med tunicater (sekkedyr), blant annet *Ciona intestinalis*.

St. B12 ble lagt til Klakstein ved Hestnes. Lokaliteten er vendt mot sydvest, og substratet besto av fjell med sprekkdannelse og stein av ulike størrelser. Fjelllets helningsvinkel under vann var mindre enn 20° . Alle fire fucaceer ble registrert. Spiraltang og grisetang var sjeldne, mens blæretang var noe mer vanlig. Sagtang var eneste fucacé som var assosiasjonsdannende. Tarmgrønnske ble funnet i rikelig mengde i littoralsonen. Fra ca $1\frac{1}{2}$ m dyp gikk bunnen over fra fjell- til sandbunn, som er et uegnet substrat for de fleste fastsittende alger. Fra ca 0.2 til $1\frac{1}{2}$ m dyp dannet sukkertare en assosiasjon. Også på denne stasjonen vokste en rik epifyttflora, og detritusmengden var betydelig. Alger som *Spermatocchnus paradoxus* og *Dictyota dichotoma* var svært vanlig. Likeledes dekket *Chorda filum* (martaum) og *Zostera marina* (vanlig ålegress) en del av sandbunnen, mens mindre stein ga festepunkt til de øvrige arter. Nedre grense for algevegetasjonen lå på 15 - 17 m dyp. Floraen i dette dyp besto hovedsaklig av martaum, *S. paradoxus* og *Polysiphonia urceolata*.

På denne stasjonen dannet blågrønnalgen *Anabaena* sp. større og mindre flak på sandbunnen, og var hyppig forekommende.

Albueskjellet må betegnes som svært vanlig, mens strandrur, strandsnegl, purpursnegl og trekantmark alle var vanlige.

St. B13 ligger nordvendt på en liten holme nord for Prestøy i indre Hafrsfjord. Substratet besto av fjell med helningsvinkel større enn 75° . Av fucacé-vegetasjon ble bare funnet få eksemplarer av spiraltang på den ene siden av lokaliteten. Over spiraltangen vokste sautang i sparsomme mengder. De to vanligste artene var pollpryd og *Polysiphonia brodiaei* (penseldokke). Dypeste algefunn ble gjort på 12 m dyp, hvor det vokste ett eksemplar av sukkertare. Hovedsaken av algevegetasjonen vokste imidlertid ikke dypere enn til 6 m. Stasjonen var karakterisert av så vel få arter som av liten algebiomasse.

Den mest dominerende organisme var utvilsomt sjøpinnsvinet *Strongylocentrotus droebachiensis*. Men også trekantmarken og *Tealia fellina* (fjæresjørose) var med på å prege lokaliteten. Strandrur og vanlig korstroll fantes også i større mengder, mens strandsnegl og sekkedyr var sjeldne.

St. B14 ble lagt på østsiden av Solabukta, og er således vestvendt. Substratet var fjell med mye stein av ulik størrelse. Helningsvinkelen var svært liten ned til ca 2 m dyp. Fra dette dyp var helningen ca 45°. Med unntak av ett eneste eksemplar av grisetang ble det ikke registrert noen fucaceer på stasjonen. Bemerkelsesverdig er det også at tarmgrønske ikke ble registrert i dette området. Dominerende alger var assosiasjoner av *Gigartina stellata* (vorteflik) og *Dictyota dichotoma*. I sublittoralsonen var pollpryd vanlig. Sukkertare dannet en mindre assosiasjon mellom 3 og 4 m dyp, men ble funnet å vokse ned til 7 m dyp, hvilket også var nedre grense for den høyere algevegetasjon. Imidlertid ble tepper av blågrønnalger funnet ned til ca 12 m dyp. Den dominerende slekten var *Anabaena sp.*

Store populasjoner av strandsnegl ble registrert sammen med strandrur, som var vanlig på lokaliteten. Trekantmark dekket store arealer i sublittoralsonen. Omkring 12 m dyp ble det registrert større mengder av mangleørsterormen *Ophiodromus flexuosus*.

St. B15 ligger vendt mot sydvest. Substratet besto av fjell med helningsvinkel større enn 60°. I sublittoralsonen lå det stein av ulik størrelse. Som på St B14 ble det ikke observert fucaceer med unntak av ett redusert eksemplar av grisetang. Grønnalgevegetasjonen var også her av noe beskjedent omfang. Den totalt dominerende algen var *Dictyota dichotoma*, som dannet matter ned til ca 7 m dyp. Pollpryd var vanlig i sublittoralsonen. Det ble ikke funnet noen tarearter. Nedre grense for benthosalger ble registrert på 9 m dyp, hvor det vokste noen få individer av martaum. På bunnen vokste blågrønnalgen *Anabaena sp.* i mindre mengder enn på St. B14.

Strandsnegl var meget dominerende i littoralsonen. Strandrur ble derimot ikke observert. Øverst i sublittoralsonen dominerte et ca 15 cm bredt belte av trekantmark. I samme nivå var purpursneglen vanlig. Noe dypere fantes store mengder av *Asterias rubens* (vanlig korstroll).

3.1.4 Analyseresultater av metallkonsentrasjoner i tang

I tabell 7 er det satt opp metallkonsentrasjonene i 16 algeprøver. Primært ble det forsøkt å samle inn *Fucus vesiculosus* (blæretang) som prøvemateriale. Hvor denne algen ikke var til stede i tilstrekkelige mengder, ble det samlet inn alger tilhørende samme slekt (*F. serratus* (sagtang) og *F. spiralis* (spiraltang)). Unntak fra dette er stasjonene B13 - B15, hvor grønnalgen *Codium fragile* (pollpryd) ble brukt.

På grunn av tidligere resultater (Kjos-Hanssen 1974) ble det samlet inn to algeprøver til metallanalyser fra stasjon 8.

Tabell 7. Metallkonsentrasjoner i fastsittende alger

Prøve- type	Stasjon	Hg	Cu	Mn	Zn	Cd	Ni	Fe	Pb	Cr	Ag
F.v.	B 1	0.04	28	110	250	< 1	< 10	250	< 10	< 5	< 10
F.s.	B 2	0.03	5	80	160	< 1	< 10	50	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 3 x)	0.06	11.6	65	180	1.1	10.1	60	3.6	< 5	< 10
F.v.	B 4	0.02	4	65	85	< 1	< 10	25	< 10	< 5	< 10
F.s.	B 5	0.02	3	60	90	< 1	< 10	25	< 10	< 5	< 10
F.sp.	B 6	0.04	10	90	200	< 1	< 10	70	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 7	0.03	8	115	150	< 1	< 10	60	< 10	< 5	< 10
F.s.	B 8	0.17	9	105	350	< 1	< 10	210	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 8 x)	0.20	5.5	100	220	0.5	9.2	210	1.9	< 5	< 10
F.sp.	B 9	0.03	31	90	300	< 1	< 10	300	< 10	8	< 10
F.v.	B 10	0.02	2	100	65	< 1	< 10	45	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 11	0.02	23	120	60	< 1	< 10	55	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 12	0.03	8	150	60	< 1	< 10	150	< 10	< 5	< 10
C.f.	B 13	0.02	4	40	12	< 1	< 10	400	< 10	< 5	< 10
C.f.	B 14 x)	0.02	5.5	110	25	0.5	4.7	900	4.7	< 5	< 10
C.f.	B 15	0.02	6	70	13	< 1	< 10	600	< 10	< 5	< 10

Prøvetyper: F.v. = *Fucus vesiculosus* - blæretang
 F.s. = *Fucus serratus* - sagtang
 F.sp. = *Fucus spiralis* - spiraltang
 C.f. = *Codium fragile* - pollpryd.

Resultater er angitt i µg/g tørr vekt.

x) Prøvene er ekstrahert før analyse av Cu, Cd, Ni og Pb.

3.1.5 Diskusjon

3.1.5.1 *Byfjorden*

Algevegetasjonen på stasjonene B1 og B2 ga klare indikasjoner på meget god vannkvalitet. Kraftige assosiasjoner av tareartene viser at lokalitetene er preget av salte vannmasser med god bevegelse. Tilstedeværelse av alle de fire vanlige fucaceer i Sør-Norge - *Fucus spiralis* (spiraltang), *F. vesiculosus* (blæretang), *F. serratus* (sagtang) og *Ascophyllum nodosum* (grisetang) - tyder på liten konkurranse fra de mer hurtigvoksende og næringskrevende arter. Liten epifyttvegetasjon forsterker også dette bildet. Med unntak av noe *Cladophora sp.* (grønn dusk) og *Enteromorpha sp.* (tarmgrønnske) i det mest beskyttede område av St B1, ble det ikke påvist grønnalgevekst utover det normale på de to stasjoner.

Største dyp for algevegetasjonen på B1 og B2 ble estimert til dypere enn 50 m (NIVAs dykkere har ikke tillatelse til å gå dypere enn 40 m). Fast-sittende alger på så store dyp vitner om klare vannmasser med ingen eller svært liten sedimentering.

På stasjon B3 inne i selve havnebassenget skilte algevegetasjonen seg noe ut fra nabostasjonene lenger ute i Byfjorden (se fig. 4). Alle fire fucacéer var representert, men strandsonen bar preg av noe eutrofiering i form av øket grønnalgevegetasjon. Rikere epifyttvegetasjon forsterker også inntrykket av mer næringsrike vannmasser i dette området. Stortare ble ikke observert, mens finger- og sukkertare begge dannet assosiasjoner. Dette skulle tyde på mindre bølge- og strømeksposering enn på de to ytterste stasjonene.

Største dyp på St B3 ble funnet på 18 m. Her vokste en kraftig sukkertare-assosiasjon. Således er det ikke mulig å bruke algenes nedre dybdegrense som mål på vannets turbiditet. Den gode veksten av sukkertare kan imidlertid indikere noe vannbevegelse og liten nedslamming i de dypere vannlag i Stavanger havnebasseng. Under feltarbeidet var såvel siktedyp som vannfarge tilnærmet likt på alle tre stasjoner i Byfjorden (se fig. 5 og tabell 8), hvilket forsterker inntrykket av god vannbevegelse.

TABELL 8 SIKTEDYP OG VANNFARGE 6 - 10 SEPTEMBER 1976
I BYFJORDEN, GANDSFJORDEN OG HAFRSFJORDEN

	BYFJORDEN				GANDSFJORDEN								HAFRSFJORDEN						
Stasjonsbetegnelse:	SV4	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	SV2	B9	B10	B11	B12	SV7	B13	B14	B15	
Siktedyp (m):	8.5	8-9	8-11	9	9.5	9.5	6	6	3.5	3.5	1.0-1.2	9	7	5.5	4.9	6	6	4.3	
Gjennomsnittlig siktedyp (m):	8.9				5.9								5.8						
Vannfarge:		grønn	grønn	grønn	blå-grønn	blå-grønn	grå-grønn	grønn	grå-grønn		bryn-grå	grønn	grønn	grå-grønn		grå-grønn	grå-grønn	grå-grønn	

Brunalgen *Halidrys siliquosa* (skulpetang) ble ikke funnet på St. B3. Den er imidlertid registrert på alle stasjoner med relativt friskt vann (se tabell 5. s 37). Undersøkelser i California (North 1964) har vist at kloakkutslipp forårsaker en kraftig reduksjon av større brunalger, spesielt tareartene, og Littler og Murray (1975) har i samme området påvist at *Halidrys dioica* er svært sensibel overfor kloakkpåvirkning. Likeledes hevder Golubic (1970) at den nærstående slekten *Cystoseira* forsvinner med økende forurensning i jugoslaviske havner. Dersom disse resultatene kan overføres til forholdene i Stavanger havn, kan også fraværet av skulpetang indikere en kloakbelastning i dette området.

Sammenlignet med de øvrige stasjoner (fig. 4 og tabell 5) syntes algevegetasjonen på St. B3 å danne et floristisk overgangssamfunn fra på den ene side stasjonene B1, B2, B4, B5 og B10 (utenfor Hafrsfjord-broen) og de mer belastede stasjonene i Gandsfjorden. St. B3 viste liten likhet med St B9 i Rovik og de fleste lokalitetene innenfor Hafrsfjord-broen.

Metallanalyser av tang (3 prøver) indikerte bakgrunnsverdier av de fleste metaller i Byfjorden. Sink viste imidlertid konsentrasjoner noe over forventede bakgrunnsverdier. Dessuten kan kadmium- og nikkellinnholdet i alger fra Sølyst tyde på en viss kontaminering av disse to metaller i Havnebassenget.

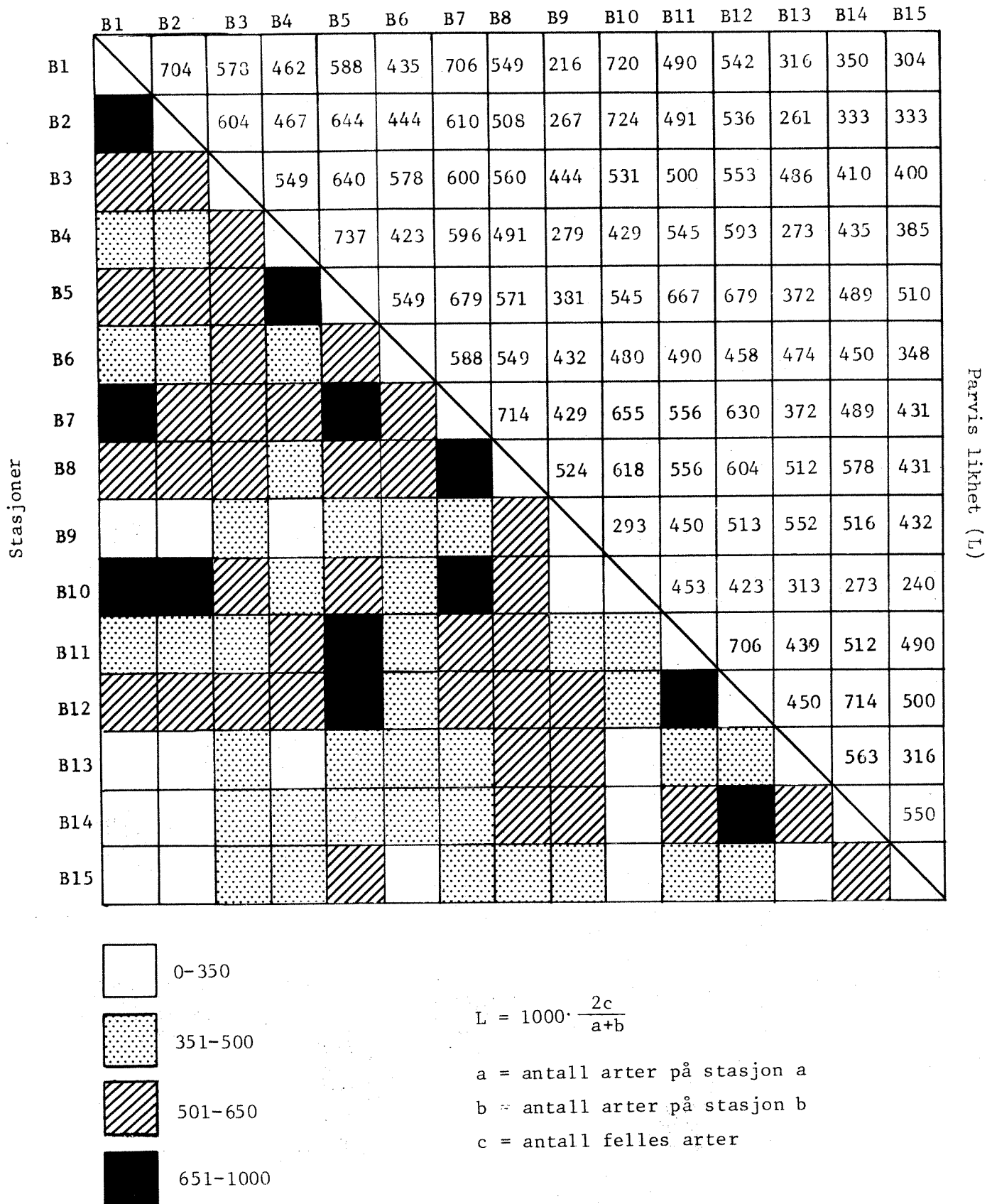


Fig 4 STASJONENES INNBYRDES LIKHET m.h.t. DE FASTSITTENDE ALGERS ARTSSAMMENSETNING

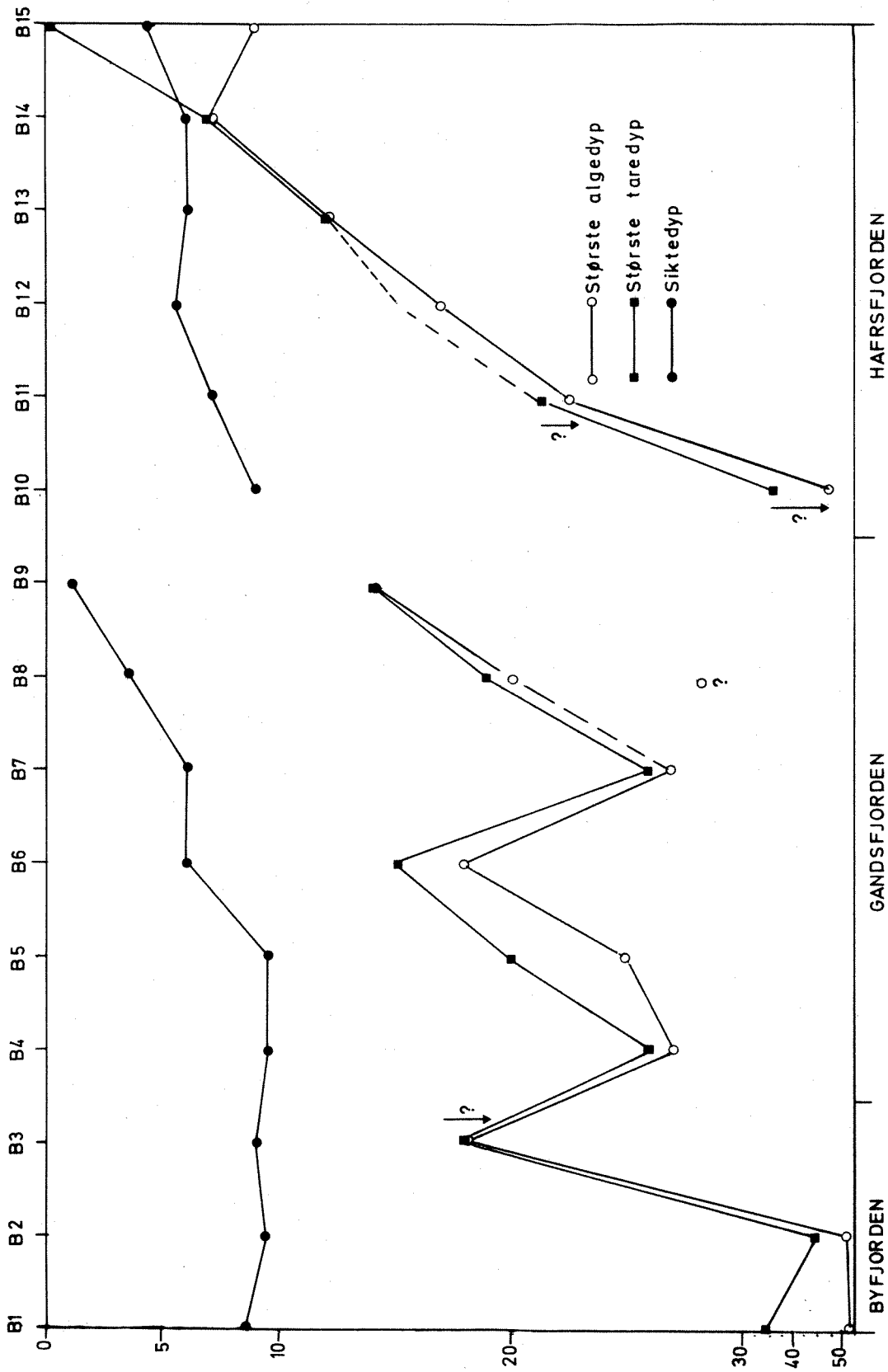


Fig. 5 SIKTEDYB, STØRSTE TAREDYB OG STØRSTE DYP FOR VEKST AV FASTSITTENDE ALGER 6.-10. september 1976 i BYFJORDEN, GANDSFJORDEN og HAFRSFJORDEN.

? på stasjonene B3, B10 og B11 betyr at benthosalgene er registrert til dette dyp, men utelukker ikke vekst på større dyp

? på stasjon B8 betyr usikkerhet

3.1.5.2 Gandsfjorden

Algevegetasjonen syntes å være delvis påvirket av lokale forhold, og varierte noe fra stasjon til stasjon. Forholdene ytterst i fjorden (St. B4 og B5) må karakteriseres som bra, sett i relasjon til organismesamfunnene i de øverste vannmasser. Begge stasjonene hadde et høyt brunalgeinnslag på bekostning av rødalgene, og var i så måte lik St. B1 ytterst i Byfjorden (tabell 5). Imidlertid var artssammensetningen på B1 ikke spesielt lik sammensetningen på B4 og B5 (fig. 4). Grønnalgene utgjorde en liten del av algestrukturen på de to sistnevnte stasjoner. En økning i epifytt-vegetasjon og tilstedeværelse av grønnndusk på St. B5 kan imidlertid indikere at Riskafjorden ikke bør belastes utover dagens situasjon, dersom det er ønsket god vannkvalitet i området. (På bakgrunn av meget spinkelt datamateriale er denne konklusjon av stor usikkerhet). Tilstedeværelse av fingertare og skulpetang tydet på god vannkvalitet i ytre del av Gandsfjorden. Siktedyp og vannfarge (tabell 8) var omtrent som tilsvarende data fra Byfjorden, mens dypeste voksested for fastsittende alger lå på 25 - 27 m dyp.

St. B7 på Vaulen oppviste også forhold som tyder på relativt friske vannmasser. Alle fire fucacéer ble observert. Med unntak av grisetang var de øvrige tre assosiasjonsdannende. Grønnalgevegetasjonen var imidlertid mer dominerende her enn ytterst i Gandsfjorden. Dette kan tydes som et utslag av en viss belastning med organisk stoff og næringssalter. (Konklusjonen er igjen bygget på et spinkelt datamateriale). Tilstedeværelse av fingertare og skulpetang indikerte likevel relativt friske og bevegelige vannmasser.

Siktedypet ble målt til 6 m, som lå klart under Byfjorden og ytre del av Gandsfjorden. Men største dyp for algevegetasjon var identisk med St. B4, hvilket indikerte at St. B7 hadde relativt klare vannmasser. Av fig. 4 fremgår det at St. B7 hadde algesamfunn som lignet samfunnene på St. B1, B5, B10 og nabostasjonen B8. Dette forhold er med på å understreke at de øvre vannmasser i Vaulenområdet kan regnes som relativt tilfredsstillende.

Lokaliteten på vestsiden av Hillevågsneset (St. B6) var karakterisert av kraftige grønnalgesamfunn. Tabell 5 viser en klar sammenheng mellom reduksjon av fucacéene (ikke observert blære- og grisetang) og forskyvning mot

de ettårige, hurtigvoksende og næringskrevende grønnalgearter. Således bar lokaliteten preg av relativt stor tilførsel av næringssalter. Nedslamming av algene tydet på liten vannbevegelse og høyt partikkelinnhold i vannet. Imidlertid dannet både finger- og sukkertare assosiasjoner.

Største dyp utenfor stasjonen var ca 12 m. Ved å svømme mot sydspissen av Hillevågsneset ble største dyp for algevekst funnet på 18 m. Største dyp for tare var 15 m (sukkertare), hvilket var et overraskende stort dyp, sammenholdt med den øvrige tilstand på stasjonen. (Ovenfor refererte dyp ble imidlertid funnet i større avstand fra Hillevågsvannet enn lokaliteten på St. B6, og trenger således ikke å være helt representativt for stasjonen). Den grågrønne vannfargen tydet også på organisk belastning i overflatevannet, hvilket sannsynligvis skyldes kloakbelastning i dette området.

Algevegetasjonen på St. B8 ved Forus lignet algesamfunnene på St. B7. I tillegg var det en viss likhet med St B9 i Rovik (se fig. 4), hvilket tyder på at vannkvaliteten ble gradvis dårligere fra Vaulen og syd mot Sandnes havneområde. Imidlertid var ikke St. B8 så sterkt preget av grønnalgevegetasjon som St. B7. Finger- og sukkertare var assosiasjonsdannende. Tilstedeværelse av førstnevnte assosiasjon tyder på en relativt god vannbevegelse i overflatelagene i området. Største algedyp antas å ligge på ca 20 m (algefunn på 29 m antas å ha vært løstliggende individer). Sammenholdt med et siktedyp på 3,5 m og grågrønn vannfarge, tyder dette på en bedre vannkvalitet enn hva som ble observert under feltarbeidet.

Stasjon B9 i Rovik var utvilsomt den lokalitet som bar preg av dårligst vannkvalitet i alle tre undersøkte fjorder. Siktedypet var ekstremt dårlig og ble målt på 3 forskjellige steder i Rovika. Vannet var brungrått.

1.0 - 1.2 m siktedyp førte til meget dårlige arbeidsforhold i de øvre vannmasser. Således er flere arter bare avmerket med X i tabell 5, hvor X betyr: kun observert. Det er ikke tatt standpunkt til mengden. Artsantallet var lavt, og organismer og bunn var dekket av store mengder detritus (dødt organisk materiale). Ikke uventet ble blågrønnalgene *Oscillatoria sp.* og *Spirulina subsalsa* funnet som større flak på bunnen. Sistnevnte art er tidligere beskrevet fra Helsingfors havneområde (Hayrén 1921, 1923) og fra belastede lokaliteter i Glomma-estualet (Bokn et al. 1976). *S. subsalsa* er også registrert i flere områder med stor organisk belastning (se blant annet NIVA 1976a, 1976d).

I strandsonen ble det kun funnet én fucacé (spiraltang). Lokaliteten bar store tegn på sterk eutrofiering i form av stor grønnalgebegroing (tabell 5). Det ble ikke observert noen form for strandfauna, hvilket kan tyde på gift-effekter (uten at dette kan fastslås på basis av det foreliggende data-materialet). Fra 6 til 16 m var imidlertid taskekrabbe vanlig. På 16 m ble det funnet rikelig med polychaeten *Ophiodromus flexuosus*, som også ble funnet i samme område av Johannessen (1977). Denne manglebørstemarken trives i overgangen mellom oksiske og anoksiske sedimenter, og kan sogar overleve for kortere perioder i anoksiske miljø (Schram, pers. med.). *O. flexuosus* er blant annet funnet i rikelige mengder i sedimentene innerst i den sterkt forurensede Frierfjorden (NIVA, 1977b). Ut fra metallkonsentrasjonene i fastsittende alger (tabell 7) gjenspeiles en liten metallbelastning av Gandsfjorden syd for en linje Lihalsen - Hillevågsneset. Datamaterialet er meget spinkelt, men en viss tendens kan spores. Sinkinnholdet i alger fra St. B6 - B9 lå noe høyt, mens tilsvarende data fra St. B4 og B5 må betraktes som bakgrunnsverdier.

St. B8 ved Forus utmerket seg med noe høye kvikksølvnivåer. De øvrige data ligger innenfor bakgrunnsverdiene. Den samme lokaliteten var muligens også påvirket av en liten nikkelkontaminering.

I tillegg til sinknivåene var også krominnholdet noe høyere enn forventede bakgrunnsverdier på St B9. For sølvkonsentrasjonen i alger må det tas et forbehold. Dette forbeholdet gjelder for alle tre fjordene. Nedre deteksjonsgrense for dette metall har vært for høyt (10 ppm) til at eventuelle små og middels store belastninger kan fremkomme av dataene.

3.1.5.3 Hafrsfjorden

St. B10 utenfor terskelen (Hafrsfjordbroen) skilte seg klart ut fra de øvrige stasjoner innenfor terskelen. Stasjonen var karakterisert av en rik flora av rød- og brunalger, mens grønnalgene bare utgjorde 11% av artsantallet. Dette indikerer at vannmassene i området var bra.

En kraftig assosiasjon av stortare vitnet om en god bevegelse av vannmassene. Siktedypet var 9 m og vannfargen grønn, hvilket var i overensstemmelse med situasjonen på de tre stasjonene i Byfjorden. Også artsfordelingen var i

god overensstemmelse med tilsvarende på stasjonene B1 og B2.

Av fig. 4 går det frem at stasjonene B11 og B12 i midtre basseng av Hafrsfjord oppviste mange av de samme arter som fantes på stasjonene B5 og B7 i midtre del av Gandsfjord. På disse fire stasjoner ble det registrert alle fire fucacéer, mens det av tareartene bare ble funnet sukkertare innenfor terskelen i Hafsfjorden. På St. B11 i Hafrsfjorden var det rikere grønnalgevegetasjon enn på nabostasjonen B12. Nettopp forholdet mellom grønnalgene og de to øvrige hovedgrupper i Hafrsfjorden (tabell 5) var bemerkelsesverdige. Dette forholdet viste nemlig ingen effekt av eutrofiering i form av kraftig grønnalgevegetasjon. Gjennomsnittsprosenten for grønnalger innenfor terskelen var 17,5%, mens Bokn (1972) fant 24,0% i et mer omfattende arbeide i 1970-71. Derimot var det rikelig med noen varmekjære (vanlige i sydligere farvann) brunalger. Disse arters miljøkrav er foreløpig forholdsvis dårlig kjent. Artene ble også funnet i 1970-71.

I innerste basseng fantes knapt noen fucacéer. Sammenlignet med Bokn (1972) var spiraltang forsvunnet på St. B15 i 1976. Til gjengjeld ble to eksemplarer av grisetang observert på St. B14 og B15. Grisetang ble ikke registrert i Hafrsfjordens innerste basseng i 1970-71. Det er vanskelig å trekke noen konklusjoner ut av dette spinkle materiale, men forekomst av fucaceer og spesielt grisetang burde følges nøye i dette området.

Forekomstene av sautang like nordvest for St. B11 og på St. B13 bør også overvåkes. Dette er en art som i 1971 hadde sitt sydligste voksested på Hellestø på Jæren (Bokn 1972), og arten kan således være en god indikator på vannkvaliteten i overflaten.

I 1970-71 var sukkertare vanlig forekommende på St B15. I 1976 ble det ikke observert et eneste eksemplar av arten. Årsaken kan være en økende turbiditet av vannmassene i indre Hafrsfjord.

På stasjonene B11, B12, B14 og B15 ble det registrert større ansamlinger av blågrønnalgen *Anabaena* sp. (tabell 6). Hvorvidt dette fenomen kan være forårsaket av de tilførte mengder av organisk stoff og næringsalter til Hafrsfjorden vites ikke, men et slikt årsak-virkning-forhold er fullt ut tenkelig. Ellers er det mulig at fysiske forhold (relativt mindre vannbevegelse) kan spille en rolle.

Siktedypet i indre basseng varierte mellom 4.3 og 6.0 m, mens algenes dypeste voksested fantes i intervallet 7-12 m dyp. Vannfargen på stasjonene B12 - B15 var grågrønn, tilsvarende vannfargen ved Forus (St. B8) og utenfor Hillevågsvannet (St B6). Av fig. 4 og tabell 5 fremgår det at sammensetningen av de fastsittende algesamfunn i Hafrsfjorden skilte seg klart ut fra tilsvarende samfunn i Gands- og Byfjorden. Sammen med små siktedyp og grunne grenser for benthosalgenes voksested indikerer dette ufordelaktig miljø for mange marine arter i midtre og indre basseng av Hafrsfjorden.

Metallanalyser av benthosalgene viste ingen metallbelastning i overflatevannet. Imidlertid er det tatt et forbehold for sølv (Ag), se s.54 .

4. FORURENSNINGSTILSTANDEN I DE TRE UNDERSØKTE FJORDER

Denne delundersøkelsen som omfatter hydrokjemii, sediment-geokjemii og biologi, har vært av orienterende art, og de slutninger som trekkes må betraktes som foreløpige. Selv om datamaterialet er spinkelt, er det likevel enkelte klare forskjeller i de kjemiske og biologiske forhold i de tre fjordavsnittene.

Den primære og sekundære belastningen på dypvannet, belyst ved målinger av oksygen, total organisk karbon og næringssalter, syntes størst i Hafrsfjorden, mindre i Gandsfjorden og minst i Byfjorden. Dette samsvarer både med naturgitte forhold (topografi og vannutskiftning), (VHL, 1977), og data om forurensningstilførsler til de respektive resipienter (NIVA 1974).

Ut fra en enkel måleserie kan man imidlertid ikke slutte noe om gjødslingsgraden og næringssaltene innflytelse på planktonbestanden. En mer omfattende undersøkelse er nødvendig for nærmere utredning om resipientkapasiteten (sammenhengen mellom belastning, naturgitte faktorer og lavt oksygeninnhold i dypvannet etc).

Resultatene av metallanalysene indikerer at Gandsfjorden i dag tilføres nok bly, sink og kvikksølv til å heve nivåene av disse metallene over det normale i overflatevannet. Konsentrasjonene av bly og sink er likevel ikke så store at det kan tenkes å ha noen miljøkonsekvenser for Gandsfjorden som helhet. (Eksempelvis har ikke den mistenkte blytilførselen latt seg påvise ved analyser av alger). Imidlertid kan man ikke se bort fra at nivåene nær utslippsstedet kan være høyere og således representere en belastning i nærmiljøet. Det er derfor viktig å få kartlagt kildene til disse metallene og undersøke eventuelle nærsonenivåer og -effekter.

Kvikksølvkonsentrasjonene i Gandsfjorden var til dels flere ganger høyere enn det normale i sedimenter og noe høyt i fastsittende alger ved Forus, men markert lavere enn verdier funnet i andre forurensede fjorder (f eks Sørfjorden og Frierfjorden) (Skei pers. med. og NIVA 1976). De registrerte konsentrasjoner kan antas å skyldes utslipp fra Rørvalseverket (Kjos-Hansen 1974). Imidlertid ble høye nivåer også målt i sedimentene i Byfjorden. Således kan ikke andre kilder utelukkes. I motsetning til kvikksølvkonsentrasjonene i sedimentene var nivåene i fastsittende alger lave. Kilden for

disse forhold bør søkes bragt på det rene, og kvikksølvinnholdet både i vann og organismer overvåkes.

Sedimenter er en del av det akvatiske miljø, som står i nær kontakt med vann og organismer. Virkningen av forurensning av sedimenter kan være tosidig:

1. Opptak av forurensningsstoffer direkte fra sedimentene av organismer som lever i eller på sedimentoverflaten (Bryan & Hummerstone 1973, Ayling 1974) og videre transport gjennom næringskjeder.
2. Frigivelse av forurensningsstoffer fra sedimentene ved kjemiske/biokjemiske prosesser og videre opptak i fisk og andre organismer som lever i vannmassene (Delisle et al. 1975).

Disse prosessene vil i stor grad være avhengig av konsentrasjonene av metaller i sedimentene. Metallkonsentrasjonene målt i undersøkelsesområdet er trolig for lave til at prosess 2. har noen betydning. Opptak av metaller i f.eks. børstemark og høyere organismer som lever i sedimentet kan spille en viss rolle når det gjelder bly, sink, sølv og kvikksølv. Dette vil i stor grad være avhengig av tilstandsformen til de respektive metaller i sedimentene.

Ellers bekrefter sedimentanalysene at Gandsfjorden og i noe grad Byfjorden er blitt tilført kvikksølv i de senere år. Konsentrasjonene av bly og sink var høyest i Hafrsfjorden og Gandsfjorden, det siste er i samsvar med vannanalysene. Mengdene av bly og sink i vannmassene i Hafrsfjorden var derimot normale, og det er grunn til å tro at anrikning av disse metallene i sedimentene her skyldes fiksering av disse metallene i sterkt sulfidholdige sedimenter.

Oppkonsentreringen av sølv i de øvre 2 cm av sedimentene i Gandsfjorden og Byfjorden og i de øvre 6 cm av Hafrsfjorden illustrerer sannsynligvis tidligere utslipp av sølv til Hafrsfjorden og nåværende utslipp til Gandsfjorden fra et fotolaboratorium. Sølv er et meget toksisk metall (Calabrese et al. 1973), men danner raskt tungtløslige forbindelser (sulfid). Hvorvidt de mengdene av sølv som er påvist i sedimentene i undersøkelsesområdet representerer noen miljøtrusel er vanskelig å si, men det må antas at sølv i sedimentene i Hafrsfjorden foreligger som sølvsulfid, som er stabilt.

Nivåene av PCB i sedimentene gjenspeiler en alminnelig og diffus sivilisatorisk påvirkning i området, og konsentrasjons-variasjonene antas hovedsakelig å skyldes ulike mengder organisk materiale i sedimentene.

Det ble også målt PCB i overflatesedimentene fra de tre områdene. Konsentrasjonene var lave, men det bør påpekes at sedimentene fra Hafrsfjorden inneholdt ca. 8 ganger mer PCB enn gjennomsnittet for Byfjorden og Gandsfjorden. PCB-mønstret indikerte en blanding av Aroclor 1254 og Clophen A60-forbindelser.

Forskjellen mellom PCB-innhold i sedimenter fra Hafrsfjorden og de øvrige områder, kan muligens skyldes forskjeller i innhold av organisk materiale. Choi & Chen (1976) har påpekt at konsentrasjonene av PCB i sedimenter øker med økende organisk innhold. Analyser av PCB i anoksiske sedimenter fra Santa Barbara Basin, California, viste at PCB-konsentrasjonene var <0.03 ppm før 1945, men at de økte gradvis i sedimentene fram til 1967 (Wilson et al. 1974). Overflatesedimentene viste da en konsentrasjon på 0.1 ppm, som er halvparten av den påviste mengden i overflatesedimentet i Hafrsfjorden.

5. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

Etter vurderinger basert på den orienterende undersøkelsen 6 - 10 september 1976, Johannessen (1977) og VHL (1977), vil vi legge frem følgende synspunkter:

- I. Hafrsfjorden innenfor terskelen (Hafrsfjordbroen) må ikke benyttes som resipient. Vi vil heller ikke anbefale at ytre Hafrsfjord innenfor en grense Fjørneset - Smiodden brukes som resipient for lavgradig rensset avløpsvann, med mindre det kan dokumenteres strømforhold av en slik art at man er sikret mot transport inn over terskelen.

Vannkvaliteten, sedimentene og ulike økosystemer i indre basseng av Hafrsfjorden bør overvåkes etter at avskjærende kloakksystemer og andre tekniske tiltak er igangsatt. En slik overvåkning av rehabiliteringsprosessen vil ha stor verdi for den fremtidige statlige og lokale vannressursforvaltning.

- II. Også Gandsfjorden synes mindre godt egnet som resipient for større avløpsmengder fra industri eller befolkning. Resultatene av biologiske registreringer har påvist store lokale forskjeller og til dels synlige påvirkninger på organismesamfunnene. Særlig de indre områdene har vist seg å være ømfintlige.

Dersom Gandsfjorden skal brukes som resipient, bør det gjøres supplerende undersøkelser i hele fjorden av vannkjemi, sedimenter og biologi. Etter at de tekniske tiltak er iverksatt, bør tilstanden overvåkes. I tilfelle alternativet med avskjærende kloakksystemer og overføring til Byfjorden trer i kraft, bør Sandnes havneområde nord til Rovik overvåkes på samme måte som anbefalt for indre Hafrsfjord. I tillegg bør man følge med i utviklingen med hensyn til metallbelastningen (særlig kvikksølv) i området nær Forus.

III. Byfjorden utenfor Havnebassenget i Stavanger synes å ha god utveksling av vannmassene. Dette er basert på så vel biologiske kriterier som sedimentkjemiske og marinfysiske data. Av de tre fjordområdene vil Byfjorden være best egnet som resipient.

Dersom kloakkvannet fra hovedområdet av regionen (anslått av Stavanger kommune til 240 000 p e) ledes ut i vannmassene utenfor St B2, trengs en mer utfyllende dokumentasjon av forholdene i Byfjorden innenfor Vardenestet før utslippene starter. I tillegg bør også Åmøyfjorden og ytre del av Gandsfjorden (inkl. Riskafjorden) overvåkes. Slike undersøkelser vil gi mer representative data om vannkvalitet, sedimentkjemi og biologiske forhold. Supplerende basisundersøkelser med etterfølgende enklere overvåkning må anses nødvendig for å vurdere det eventuelle behovet for rensetekniske tiltak utover de som planlegges i første omgang.

BOK/EDA

28.4.1978

6. REFERANSER

- Ayling, G.M., 1974: Uptake of cadmium, zinc, copper, lead and chromium in the Pacific oyster, *Crassostrea Gigas*, grown in the Tamar river, Tasmania.
Water Res., 8: 729-738.
- Bokn, T., 1972: Den marine benthosalgevegetasjon i et område på Nord-Jæren, Rogaland. Manuskript.
Universitetet i Oslo
- Bokn, T., Knutzen, J. & Rygg, B., 1976: Influence of freshwater, industrial waste and domestic sewage on bottom fauna and benthic algae in the Hvaler archipelago, in "Fresh Water on the Sea": 211-220 (eds. S. Skreslet et al) The Association of Norwegian Oceanographers, Oslo, 246 pp.
- Breivik, K., 1958: Observations on the macroscopic algal vegetation in the fjords near Stavanger, Norway.
Nytt Mag. Bot. 6: 19 - 37.
- Bryan, G.W. & Hummerstone, L.G., 1973: Adaption of the polychaete *Nereis diversicolor* to manganese in estuarine sediment.
J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 53: 859 - 872.
- Børgesen, F., 1905: The algae vegetation of the Færøese coasts. With remarks on the phyto-geography.
Botany of the Færøes, 2: 683 - 834.
- Calabrese, A., Collier, R.S., Nelson, D.A. & MacInnes, J.R., 1973: The toxicity of heavy metals to embryos of the american oyster.
Mar. Biol. 18: 162 - 166.
- Calvert, S.E., 1976: The mineralogy and geochemistry of near-shore sediments. In: Riley & Chester (eds.)
Chemical Oceanography, 5: 187-271.
- Choi, W.-W. & K.Y. Chen, 1976: Associations of chlorinated hydrocarbons with fine particulates and humic substances in near-shore surficial sediments.
Envir. Sci. Techn., 8: 782-786.
- Dahl, O.G., 1968: En biogeografisk og økologisk undersøkelse av *Pelvetia canaliculata*. Dcne. et Thur. Manuskript.
Universitetet i Oslo.
- Delisle, C.E., B. Hummel & K.G. Wheeland, 1975: Uptake of heavy metals from sediment by fish. Inter.Conf. on Heavy Metals in the Environment. Toronto, Ontario, Canada, 1975, C: 262-264.

- Doff, D.H., 1969: The geochemistry of recent oxic and anoxic sediments of Oslofjord, Norway.
Unpubl. Ph.D. Thesis, Univ. of Edinburgh, 245 pp.
- Dyrssen, D., C. Patterson, J. Vi & G.F. Wichart, 1972:
Inorganic chemicals.
In: Goldberg, E.D. (ed.) A guide to marine pollution.
Gordon and Breach Science Publ., London, 41-58.
- Fagerström, T. & A. Jerneløv, 1972:
Some aspects of the quantitative ecology of mercury.
Water Res., 6: 1193-1202.
- Fimreite, N., 1970: Mercury uses in Canada and their possible hazards as sources of mercury contamination.
Environ. Pollut., 1: 119.
- Gavis, J. & J.F. Ferguson, 1972:
The cycling of mercury through the environment.
Water Res., 6: 989-1008.
- Golubic, S., 1970: Effect of Organic Pollution on Benthic Communities.
Mar. Pollut. Bull. 1 (4): 56-57
- Gross, M.G., 1967: Concentrations of minor elements in diatomaceous sediments of a stagnant fjord.
In: Estuaries (Lauff, G.H., ed.). Am.Ass.Adv.Sci.Publ. 83, Washington, D.C. 273-282.
- Hallberg, R.O., 1974: Paleoredox conditions in the eastern Gotland Basin during the recent centuries.
Havforskningsinst. Skr. No 238: 3-16.
- Hallberg, R.O., Bågander, L.E. & A.-G. Engvall 1975:
Dynamics of phosphorus, sulfur and nitrogen at the sediment water interface.
Paper presented at the Second International Symposium on Environmental Biochemistry, Burlington, Ontario, Canada, April 8 - 11, 1975. 22 pp.
- Harris, E. & G.A. Riley, 1956:
Oceanography of Long Island Sound, 1952-54.
VIII Chemical Composition of the plankton.
Bull. Bingham Oceanogr. Coll., 15: 315 - 323.
- Häyrén, E., 1921: Studier över föroreningens inflytande på strändernas vegetation och flora i Helsingfors hamnområde.
Bidr. Finl. Nat. Folk. 80 (3): 1-128.

- Häyrén, E., 1923: Föroreningen och strandvegetationen i Helsingfors hamnområde.
Svensk bot. Tidskr. 17: 62 - 68.
- Jensen, S. & A. Jernelöv 1969:
Biological methylation of mercury on aquatic organisms.
Nature, 223: 753.
- Johannessen, P., 1977: Resipientundersøkelse av fjordene rundt Stavanger og Sandnes med hovedvekten lagt på bunnforhold og bunndyr. Stensilert 44 s.
- Kjos-Hanssen, B., 1974: Punktutslipp av metallisk kvikksølv i marint miljø (Gandsfjorden).
Industri og Miljø, 6: 9-11.
- Kjos-Hanssen, B., 1976: Hafrsfjord er uegnet for kloakkutslipp.
Artikkel i Stavanger Aftenblad 21.6.1976.
- Krauskopf, K.B., 1976: Introduction to geochemistry.
McGraw Hill, New York, 721 p.
- Littler, M.M. and Murray, S.N., 1975:
Impact of Sewage on the Distribution Abundance and Community Structure of Rocky Intertidal Macro-organisms.
Mar.Biol. 30: 277-291.
- Loring, D.H., 1975: Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence.
Cand. Jour. of Earth Sci., 12: 1219-1237.
- Manheim, F.T., 1961: A geochemical profile in the Baltic Sea.
Geochim. Cosmochim. Acta, 25: 52-70.
- Niemistø, L., 1974: A gravity corer for studies of soft sediments.
Havforskningsinst. Skr. 238: 33-38.
- NIVA, 1966: En resipientundersøkelse av Gandsfjord og Hafrsfjord 1964/65. 0-11/64.
(Saksbehandlere: T. Simensen & S. Stene Johansen).
Stensilert, 46 s.
- NIVA, 1974: Resipientundersøkelser i sjøområdene i Stavanger-regionen. Rapport nr 1. Generelle forhold. Forurensningstilførsler - tidligere undersøkelser. 0-197/71.
(Saksbehandler: E. Andreassen). Stensilert, 136 s.

- NIVA, 1976a: Resipientundersøkelse av fjordsystemet i Flekkefjordregionen. O-123/72. (Saksbehandler: S. Kolstad). Stensilert, 159 s.
- NIVA, 1976b: Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 3. Framdriftsrapport fra de sedimentgeokjemiske undersøkelsene i juli 1975. O-111/70. (Forfatter: J. Skei). Stensilert, 60 s.
- NIVA, 1976c: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974. O-160/71. (Saksbeh.: J. Magnusson, T. Bokn og T. Källquist). Stensilert, 165 s.
- NIVA, 1976d: Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Observasjoner av hydrografi, sedimenter og biologiske forhold 10 - 13/9 1974. O-51/74 (Saksbehandler: J. Knutzen). Stensilert, 142 s.
- NIVA, 1977a: Resipientundersøkelse av Ranafjorden. Rapport nr 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. O-31/75. (Saksbehandler: L.A. Kirkerud). Stensilert, 141 s.
- NIVA, 1977b: Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974-mai 1976. O-111/70. (Forfattere: T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnes, B. Rygg). Stensilert, 234 s.
- NIVA 1977c: Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya - September 1976. Preliminær rapport (5 juli 1977). O-82/76. (Saksbehandler: T. Bokn). Stensilert, 39 s.
- North, W.J., 1964: Ecology of the rocky nearshore environment in Southern California and possible influence of discharged wastes. Proc. 1st. int. Conf. Wat. Pollut. Res. 3: 247-262.
- Riley, J.P. & R. Chester, 1971: Introduction to marine chemistry. Academic Press, London & New York, 465 pp.

Sears, J.R. and Cooper, R.A., 1978:

Descriptive Ecology of Offshore Benthic Algae in the
Temperate Western North Atlantic Ocean.
Mar.Biol. 44: 309 - 314.

Segar, D.A. & R.E. Pellenbarg, 1973:

Trace metals in carbonate and organic-rich sediments.
Mar. Pollut. Bull., 4: 138-142.

Svines, P., 1970: Hardangerfjordens hydrografi september 1955 -
september 1956.
Manuskript. Universitetet i Oslo. 112 s.

Taylor, J.H., 1974: The geochemistry of fjords of south-west Norway.
Ph.D.-thesis, University of Edinburgh, 138 pp.
(unpublished).

VHL, 1976: Resipientundersøkelser ved Stavanger, Del 2.
Innledende marinfysiske vurderinger av utslipp i
Byfjorden og Gandsfjorden.
(Saksbehandlere: J. Aure og A. Nittve).
Stensilert, 56 s.

VHL, 1977: Resipientundersøkelse ved Stavanger-halvøya.
Marinfysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og
Gandsfjorden.
(Prosjektleder: A. Thendrup).

Young, D.R. & D. McDermott-Ehrlich 1976:

Sediments as sources of DDT and PCB.
Coastal Water Research Project Annual Report 1976.
Southern California Coastal Water Research Project,
California. 49-57.

Wilson, H., R.W. Risebrough, A. Soutar & D.R. Young, 1974:

Deposition of DDE and Polychlorinated Biphenyls in
dated sediments of the Santa Barbara Basin.
Science, 184: 1197-1199.

Wood, J.M., Kennedy, F.S. & C.G. Rosen, 1968:

Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a
methanogenic bacterium.
Nature, 220: 173.