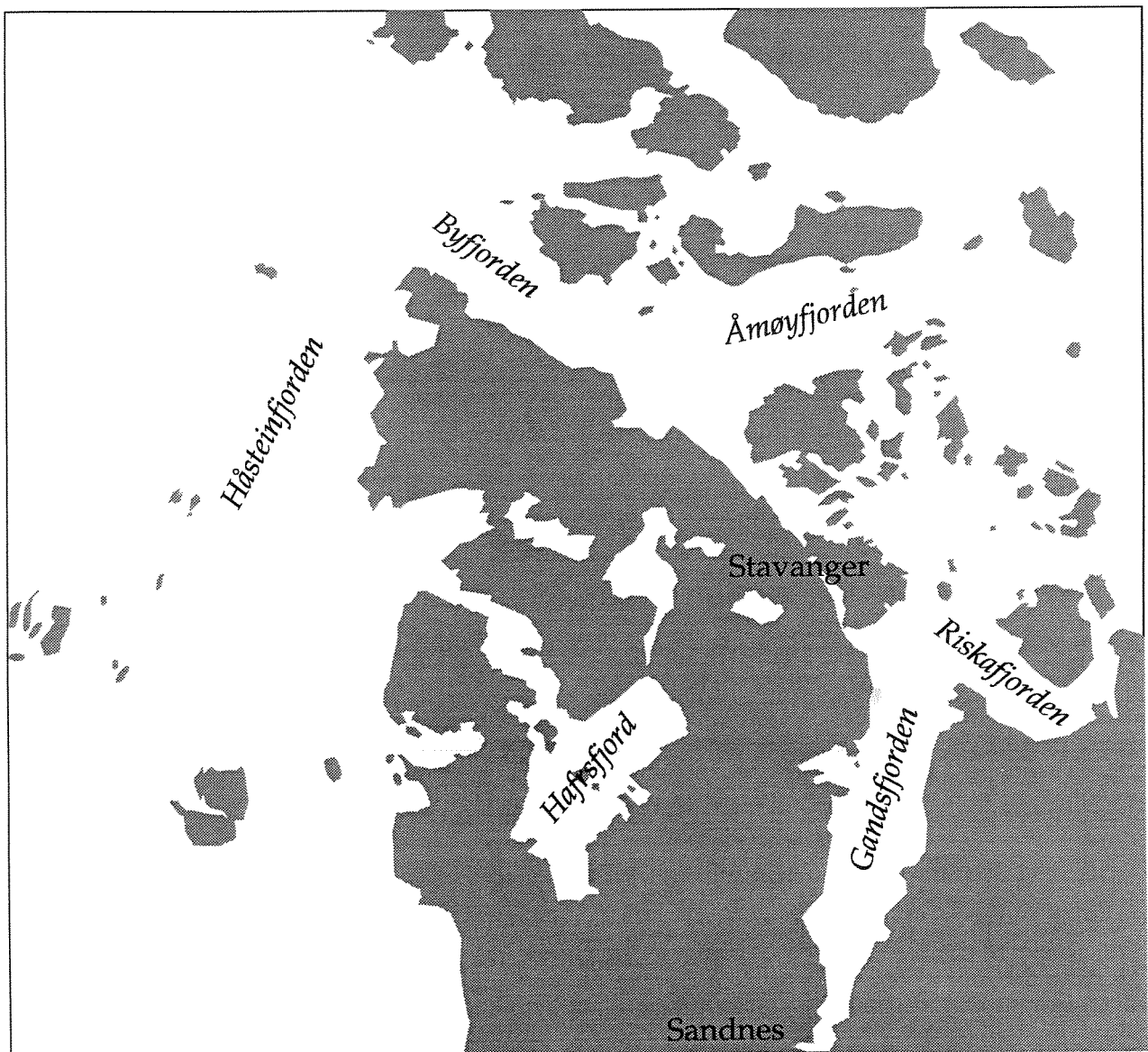


RAPPORT LNR 3493-96

Resipientundersøkelser 1995 i sjøområder rundt Stavangerhalvøya



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-95132	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3493-96	

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

Rapportens tittel: Resipientundersøkelser 1995 i sjøområder rundt Stavangerhalvøya	Dato: 12/6-96	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Marin økologi	
Forfatter(e): Tor Bokn Torbjørn M. Johnsen Jon Knutzen Evy Lømsland	Frithjof Moy Kari Nygaard Brage Rygg	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider: 127	Opplag:

Oppdragsgiver: Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (IVAR), Stavanger	Oppdragsg. ref.:
---	-------------------------

Ekstrakt: Etter at Sentralrenseanlegget for Nord-Jæren (SNJ) kom i full drift i 1992, har Gandsfjorden, Riskafjorden, Byfjorden og Hafrsfjord mottatt mindre mengder kloakkvann enn i tidligere år. Håsteinfjorden, som har vært resipient for utslippet fra SNJ i samme tidsrom, har mottatt større mengder kjemisk renset kloakkvann. Kvaliteten av de øverste vannmassene er tydelig forbedret i alle fjordområdene som har fått sanert kloakkutslippene rundt Stavangerhalvøya. Alle er blitt mindre næringsrike, og badevannskvaliteten er forbedret eller uendret. I bunnvannet og bunnsedimentene er det derimot få tegn til bedring i oksygeninnhold, arts-mangfold og innhold av miljøgifter. I Håsteinfjorden er det ingen tegn til at utslipp fra SNJ har forringet vannkvaliteten.
--

4 emneord, norske

1. Vannkvalitet
2. Gruntvannsorganismer
3. Bløtbunnsfauna
4. Miljøgifter

4 emneord, engelske

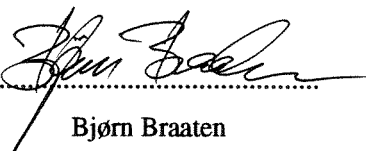
1. Water quality
2. Rocky shore biology
3. Soft bottom fauna
4. Hazardous materials

Prosjektleder



Tor Bokn

For administrasjonen



Bjørn Braaten

ISBN 82-577-3033-5

Norsk institutt for vannforskning

O-95132

**RESIPIENTUNDERSØKELSER 1995 I SJØOMRÅDER
RUNDT STAVANGERHALVØYA**

Oslo.

12. juni 1996.

Prosjektleder:

Tor Bokn

Medarbeidere:

Liv Berg
Lasse Berglind
Einar M. Brevik
Arne Godal
Torbjørn M. Johnsen
Jon Knutzen
Evy Lømsland
Frithjof Moy
Kari Nygaard
Brage Rygg

(lib)bok-95132

Forord

Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (IVAR) har ved to anledninger (25. januar og 29. mars 1995) bedt om å få utarbeidet tilbud til nye undersøkelser av sjøområdene rundt Stavangerhalvøya. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) oversendte sine prissatte prosjektforslag henholdsvis 17. februar og 10. april 1995. Oppdraget ble tildelt NIVA, og kontrakten ble underskrevet 28. juni og 3. juli 1995.

Feltarbeidet ble etter planen gjennomført i 1995, de kjemiske analysene var ferdige i løpet av vinterhalvåret 1995/96, mens databehandling og rapportering har pågått første halvår 1996.

Ansvarlig saksbehandler på IVAR har vært Henrik Wold, som takkes for et behagelig samarbeid.

Under feltarbeidet har distriktshøgskole. kand. Sigurd Jacobsen, tidligere Akvaplan-niva A/S, assistert ved undersøkelsene av gruntvannssamfunn (2) og hovedtoktene for vannkvalitet (4). Han har hatt hovedansvaret for suppleringstokt for vannkvalitet (11) og bakteriologi-toktene (14). Næringsmiddeltilsynet i Midt-Rogaland har hatt ansvaret for analyse av termostabile koliforme bakterier, mens Bertel Bertelsen, Vassøy og Stein-Inge Riise, Haugesund, har stilt sine båter til disposisjon. Alle takkes for hyggelig samarbeid og godt gjennomført feltarbeid.

På NIVA har Lasse Berglind, Einar Brevik og Arne Godal vært ansvarlige for henholdsvis analyser på PAH, organiske miljøgifter og tungmetaller. Jon Knutzen har vurdert PAH og klororganiske miljøgiftdata i fauna- og sedimentprøver.

Unni Efraimsen har hatt ansvaret for innsamling av bløtbunnsfauna, mens Bodil Ekstrøm, Randi Romstad og Pirkko Rygg har gjennomført de biologiske analysene. Frank Kjellberg har opparbeidet de biologiske prøvene til miljøgiftanalyser. Lise Tveiten har assistert under gruntvannsundersøkelsene i Håsteinfjorden, samt utført sekretærarbeid. Liv Berg har hatt hovedansvaret for redigeringen av denne rapporten.

Jarle Molvær har vært ansvarlig for kvalitetssikring, mens Kari Nygaard har samlet inn og vurdert vannkvalitetsdata sammen med Evy Lømsland og Torbjørn M. Johnsen, NIVAs Vestlandsavdeling, Bergen. Arbeidet med bløtbunnsdata har vært ledet av Brage Rygg, mens Frithjof Moy og Tor Bokn har vurdert data fra gruntvannsundersøkelsene, som de selv har gjennomført. Sistnevnte har også vært prosjektleder.

Oslo, 12. juni 1996.

Tor Bokn.

INNHOOLD	SIDE
FORORD	2
HOVEDKONKLUSJONER	5
1. INNLEDNING	12
1.1 Bakgrunn for undersøkelsen	12
1.2 Formål	13
1.3 Ordliste for noen fremmedord brukt i rapporten	14
2. MATERIALE OG METODER	15
2.1 Vannkvalitet og planteplankton	15
2.2 Gruntvannssamfunn	17
2.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	20
2.4 Miljøgifter i biologisk materiale	24
2.4.1 Bestemmelse av metaller i biologisk materiale	24
2.4.2 Bestemmelse av PCB og andre persistente klororganiske stoffer i biologisk materiale	25
2.4.3 Bestemmelse av PAH i biologisk materiale	26
2.5 Miljøgifter i sedimenter	27
3. RESULTATER	29
3.1 Håsteinfjorden	29
3.1.1 Vannkvalitet og planteplankton	29
3.1.2 Gruntvannssamfunn	35
3.1.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	40
3.1.4 Miljøgifter i organismer	44
3.1.5 Miljøgifter i sedimenter	46
3.2 Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden	48
3.2.1 Vannkvalitet og planteplankton	48
3.2.2 Gruntvannssamfunn	59
3.2.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	63
3.2.4 Miljøgifter i organismer	65
3.2.5 Miljøgifter i sedimenter	67
3.3 Hafrsfjord	70
3.3.1 Vannkvalitet og planteplankton	70
3.3.2 Gruntvannssamfunn	75
3.3.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	75
3.3.4 Miljøgifter i organismer	76
3.3.5 Miljøgifter i sedimenter	77
3.4 Lokale resipienter i Stavanger	77
3.4.1 Vannkvalitet og planteplankton	77
3.4.2 Gruntvannssamfunn	80
3.4.3 Bløtbunnsfauna	80
3.4.4 Miljøgifter i organismer	80
3.4.5 Miljøgifter i sedimenter	80

4. DISKUSJON	82
4.1 Håsteinfjorden	82
4.1.1 Vannkvalitet og planteplankton	82
4.1.2 Gruntvannssamfunn	83
4.1.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	100
4.1.4 Miljøgifter i organismer	102
4.1.5 Miljøgifter i sedimenter	104
4.1.6 Forurensningstilstanden	105
4.2 Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden	106
4.2.1 Vannkvalitet og planteplankton	106
4.2.2 Gruntvannssamfunn	108
4.2.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	112
4.2.4 Miljøgifter i organismer	114
4.2.5 Miljøgifter i sedimenter	115
4.2.6 Forurensningstilstanden	115
4.3 Hafrsfjord	117
4.3.1 Vannkvalitet og planteplankton	117
4.3.2 Gruntvannssamfunn	118
4.3.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	118
4.3.4 Miljøgifter i organismer	119
4.3.5 Miljøgifter i sedimenter	119
4.3.6 Forurensningstilstanden	119
4.4 Lokale resipienter i Stavanger	120
4.4.1 Vannkvalitet og planteplankton	120
4.4.2 Gruntvannssamfunn	121
4.4.3 Bløtbunnsfauna og sedimenter	122
4.4.4 Miljøgifter i organismer	122
4.4.5 Miljøgifter i sedimenter	122
5. SAMMENFATTENDE VURDERING	123
6. LITTERATUR	125
VEDLEGG (egen rapport)	

HOVEDKONKLUSJONER

Håsteinfjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

1. Sammenlignet med basisresultatene fra 1989/91 var det en generell bedring i næringssaltnivået i 1995. Alle stasjoner og parametre indikerte god tilstand med unntak for nitrat, som viste moderat påvirkning på de to prøvetakingsstasjonene, S2 og S5, figur 2.1-1.
2. Målingene av tarmbakterier viste at badevannskvaliteten var like god som i 1989/91, og siktedypet var godt i hele området.
3. Høyest biologisk mangfold av gruntvannsorganismer ble registrert på Tungenes (G4) og Grønningen (G3). Disse stasjonene hadde også høyest grønnalge-prosent, hvilket kan tyde på en svak eutrofi-effekt (overgjødning). En av de to ovennevnte prøvetakingsstasjoner med moderat påvirkning av nitrat ligger relativt nær Grønningen, hvilket kan være en mulig forklaring på et noe høyt grønnalgeinnslag på referanselokaliteten. Generelt var det liten forskjell mellom organismsamfunnene på de ulike gruntvannsstationene, og ut fra disse registreringene er det ikke mulig å se variasjoner i strandsamfunnene som kan tilskrives effekter av kloakkutslippet. Ved å sammenligne antall arter totalt med basisundersøkelsen ble det funnet lavere antall på Fjøløy og Tungenes i 1995, men høyere på Alstein, Grønningen og Vistnestangen i 1995.
4. Analyser av sagtang, strandsnegl og krabber viste at metallinnholdet i overflatelaget var generelt lavt. Blyinnholdet i tang ved Vistnestangen er sterkt redusert siden 1989/91, mens det ble observert en liten økning av nikkel, som kan indikere en mulig oljepåvirkning. I krabbeprovne kan det muligens spores en kobbergradient (moderat forurensning) nordover mot Fjøløy. Imidlertid er det ingen av metallnivåene som influerer på krabbenes spiselighet.
5. Analyser av klororganiske forbindelser tilsier at disse stoffer neppe påvirker miljøet i Håsteinfjorden, mens oljerelevante forbindelser som naftalener og disykliske komponenter ble målt i betydelige mengder i krabbe på alle fem undersøkte lokaliteter. Disse stoffene, øvrige PAH-forbindelser og klororganiske komponenter ble ikke påvist under basisundersøkelsen. Høye konsentrasjoner av naftalener og beslektede komponenter tyder på oljebelastning i hele Håsteinfjorden, hvilket kan skyldes stor skipstrafikk. Naftalen-konsentrasjonene influerer ikke på krabbers spiselighet.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

6. Bunnvannet tilføres jevnlig oksygenrikt vann, og/eller den organiske belastningen er liten. Tilstanden er således god.
7. Analysene fra 10 bløtbunnsstasjoner viste også at tilstanden var god på alle lokaliteter unntatt stasjonen på 298 m dyp vest for Fjøløy (HB1), som klassifiseres som mindre god.
8. Stort sett ble det funnet normalverdier for totalt organisk karbon i sedimentene.
9. Generelt var det liten forurensning av tungmetaller i sedimentene, bare moderat påvirkning av bly. Sammenlignet med basisundersøkelsene var det neppe endringer i metallnivåene i 1995.

10. Imidlertid ble det registrert sedimenter som var moderat til sterkt forurenset av de samme oljerelaterte forbindelsene som ble funnet i krabbe, hvilket bekrefter en oljebelastning i området. Analyser av reker og torsk viste lave nivåer for såvel metaller som organiske miljøgifter. Sammenlignet med basisundersøkelsene er det neppe endringer i metallnivåene i sedimenter fra Håsteinfjorden fra 1989/91 til 1995.

Gandsfjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

1. Konsentrasjonene av næringssalter var redusert i forhold til tidligere analyser.
2. Badevannskvaliteten var forbedret, men i Vågen i Sandnes var den mindre egnet. Siktedypmålingene viste at sikten i fjorden fremdeles var nokså dårlig.
3. Samfunnene av fastsittende alger (tang og tare) og dyr i strandsonen ved utløpet av Hillevågsvannet synes å kunne gjenspeile en viss reduksjon av næringssaltpåvirkning (kloakkutslipp). Dette står i en viss motsetning til den dårlige bunnvannskvaliteten inne i selve Hillevågsvannet. Ved Hinna/Vaulen har organismesamfunnene stabilisert seg på et tilfredsstillende nivå siden 1980-årene. Ved Sandnes ble siktedyppet klassifisert som dårlig. Dette understøttes av gruntvannsundersøkelsene ved Rovik, som har vist at algesamfunnene har vært ustabile siden 1976, og resultatene for 1995 gjenspeiler fremdeles eutrofi-effekter, hvilket skyldes vannmasser med for store tilførsler av næringssalter.
4. Det ble ikke påvist metallbelastning (målt i tang) i overflatelaget, med et mulig unntak for kobber i Rovik.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

5. Prøver ble innsamlet fra st. 5 nordvest for Lihalsen (235 m). Oksygenivået var fremdeles lavt som ved tidligere målinger og dypvannet mottar sannsynligvis like mye organisk stoff som i 1980-årene.
6. Det var ingen bedring å spore i bunnfaunasamfunnet, som karakteriseres som fattig og tilstandsklassen som dårlig. Ingen forbedringer er sporet siden 1977 og 1985. Faunaen i grabbprøver fra 112 m dyp utenfor Forus (st. 6) ble klassifisert som nokså dårlig (men bedre enn på st. 5 på 247 m dyp ved Lihalsen). Prøvene viste et artsfattigere og dårligere samfunn enn i 1985, og det organiske innholdet i sedimentet var høyere enn normalt.
7. Metallinnholdet i sedimentene viste moderate nivåer på begge prøvesteder, mens analysene fra 112 m dyp ved Forus (st. 6) viste markert forurensning med benzo(a)pyren (potensielt cancerogen PAH-komponent) og noen klororganiske komponenter, deriblant DDT (tidligere brukt som sprøytmiddel).

Riskafjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

1. Konsentrasjonene av næringssalter var redusert i forhold til tidligere analyser.

2. Badevannskvaliteten var som før: Egnet til bading.
3. Gruntvannssamfunnene på én undersøkt lokalitet (B5) viste ingen tegn til eutrofi (overgjødningseffekter), hvilket ble antydnet i 1980-årene. Dette kan tyde på en liten bedring av overflatevannet. Imidlertid viste målinger av siktedypet at sikten fremdeles var nokså dårlig.
4. Analyser i tang har ikke påvist noen metallbelastning av overflatesjiktet.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

5. Oksygeninnholdet i bunnvannet har blitt betydelig bedre sammenlignet med tidligere år.
6. Økt oksygeninnhold har ikke influert på bunnfaunaen, som klassifiseres som dårlig, riktignok mindre fattig enn i 1985, men omtrent like dårlig som i 1983.
7. Innholdet av organisk karbon (lett nedbrytbart stoff) i sedimentene var svært høyt og klassifiseres i forurensningsgrad meget sterkt forurenset. Organisk karbon er ikke giftig, men bidrar til å forbruke oksygenet i sedimentet.
8. Metallkonsentrasjonene i sedimentet viste moderate forurensningsnivåer med unntak for bly som viste markert forurensning.
9. Analyser av PAH og benzo(a)pyren viste også en markert forurensning av bunnsedimentene.

Byfjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

1. Konsentrasjonene av næringssalter var redusert i forhold til tidligere undersøkelser.
2. Badevannskvaliteten er forbedret fra mindre egnet til egnet.
3. Biodiversiteteten (biologisk mangfold) for gruntvannsorganismer var varierende i fjorden. Overflatevannmassene mellom Mekjarvik og Hundvåg synes å være av bedre kvalitet enn tidligere, mens mer lokale områder som midtre Åmøy og Vardeneset, begge nær småbåthavner, muligens har blitt noe forringet de siste årene, hvilket kan gjenspeile næringssalt-belastninger i overflatevannet. Imidlertid viste siktedypsmålinger i hele området at forholdene var gode.
4. Tanganalyser indikerer at det ikke var noen metallbelastning i overflatelaget.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

5. Oksygenforholdene i bunnvannet var generelt gode og lignet forholdene i Håsteinfjorden. Imidlertid ble det observert en ekstrem situasjon i juli 1995, da oksygeninnholdet var nær 0 på 100 og 110 m dyp i Åmøyfjorden. Det finnes foreløpig ikke noen god forklaring på episoden (prøve/metode/analyse-feil er sjekket og utelukket). Bunnvannet i dette området bør derfor overvåkes.
6. De dårlige bunnforholdene bekreftes av bløtbunnsfauna-undersøkelsene på samme lokalitet (st. 1). Faunaen var markert forurensningspåvirket, klassifisert som nokså dårlig og var verre enn situasjonen i 1985. Også tidligere (1983) var faunaen påvirket og tydet på dårlige

oksygenforhold. På 42 m dyp i Stavanger havn (st. 3) ble faunaen klassifisert som dårlig, men ikke forskjellig fra tidligere undersøkelser. På grunnere partier i ytre del av havnen (st. 2A) var faunasammensetningen normal.

7. Begge stasjoner i Stavanger havn var forurenset med såvel tungmetaller som lite nedbrytbare organiske miljøgifter. Kobber, kvikksølv og bly, PAH, PCB og DDT ble klassifisert som markert til sterkt forurensende. Havnebassenget var meget sterkt forurenset av benso(a)pyren.

I tillegg var sedimentene også markert til meget sterkt forurenset av organisk karbon. Sedimentene i Åmøyfjorden hadde ubetydelige innslag av metaller, men også her ble det funnet benso(a)pyren i forhøyet konsentrasjonsnivå.

Hafrsfjord

Overflatevann og gruntvannsorganismer

1. For næringssaltkonsentrasjonene ble det funnet en generell forbedring sammenlignet med tidligere undersøkelser.
2. Badevannskvaliteten var god, og i indre del av fjorden var kvaliteten bedret fra mindre egnet i tidligere år til egnet sommeren 1995.
3. Gruntvannssamfunn sto ikke på undersøkelsesprogrammet for 1995.
4. Siktedypsmålingene viste tilstander fra nokså dårlig i ytre del av fjorden til dårlig i indre.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

5. I bunnvannet i indre del av fjorden (st. 15) ble det sporet en mulig bedring i oksygeninnholdet. I tidligere år har det vært registrert sulfidholdig vann. Dette ble ikke registrert i 1995, men fremdeles klassifiseres oksygenkonsentrasjonen som nokså dårlig. I ytre fjord (st. 14) ble det kun målt sporadisk lave oksygenkonsentrasjoner.
6. Bløtbunnsfaunaen bar preg av dårlige bunnforhold og ble klassifisert som nokså dårlig i ytre fjord, mens indre fjord var meget dårlig. Kun tre individer av to forurensningstolerante arter ble observert.
7. Innholdet av totalt organisk karbon i sedimentene viste meget dårlige forhold i hele fjorden.
8. Av miljøgifter i sedimentene var det ubetydelig metallpåvirkning, mens resultatene for PAH og benso(a)pyren og oljerelaterte komponenter indikerte markert til meget sterk forurensning.

Lokale resipienter i Stavanger

Overflatevann og gruntvannsorganismer

1. Nivåene av næringssalter var generelt klassifisert som gode i alle de undersøkte områder.
2. Analyser av termotabile koliforme bakterier viste at det var egnet badevannskvalitet på alle undersøkte badestrender med unntak av Galeivågen.

3. Siktedyptet i flere lokale resipienter var nokså dårlig.
4. Gruntvannsorganismene viste redusert vekst i Dusavika, Galeivågen og muligens Bangarvågen og Hillevåg.
5. Det ble ikke analysert for metaller og organiske miljøgifter i overflatelaget.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

6. Oksygeninnholdet i bunnvannet ble ikke målt i lokale resipienter.
7. Analyser av bløtbunnsfaunaen ble ikke utført. Nivåene av total organisk karbon ble heller ikke målt.
8. Metallbelastningen i Stavanger havn skilte seg negativt ut sammen med de lokale resipientene Bangarvågen, Galeivågen, Vassøy V og Hillevåg. De fleste stedene hadde markert forurensning av kobber, kadmium, kvikksølv og bly, mens Galeivågen hadde en meget sterk kvikksølvforurensning, samt sterk kobber- og blybelastning.
9. Av organiske miljøgifter ble det funnet PAH og benso(a)pyren i sedimentene i mange lokale resipienter. I Bangarvågen var det sterk forurensning, i Stavanger havnebasseng sterk til meget sterk og i Galeivågen og Hillevåg meget sterk forurensning. Hillevåg og Stavanger havn er de eneste områdene hvor klorforbindelser er målt i betydelige mengder i sedimentet: sterk forurensning av PCB og markert belastning med DDT, men også midtre Gandsfjord er registrert med markerte forurensninger av DDT.

Undersøkelsene i de lokale resipienter i Stavanger er bare utført i én sesong. For å kunne få et data-materiale som gir sikre konklusjoner, bør undersøkelsene gjentas 1 - 3 år avhengig av parameter (prøvetype).

Sammenligning av fjordområdene

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Nivåene av **næringssalter** var klassifisert som generelt gode i alle de undersøkte fjordområder. Unntakene ble funnet i indre Hafrsfjord og på to av stasjonene i henholdsvis Håsteinfjorden og Vassøy Ø, som ble klassifisert som mindre god.

Analyser av termostabile koliforme bakterier viste at det var egnet **badevannskvalitet** på alle undersøkte badestrender med unntak av Galeivågen og Vågen i Sandnes.

Siktedyptet i Håsteinfjorden og Byfjorden var godt, mens Gandsfjorden, Riskafjorden, ytre Hafrsfjord og flere lokale resipienter hadde nokså dårlig sikt. I indre Hafrsfjord og Vågen i Sandnes var klassifiseringen av siktedyptet: Dårlig.

Siktedyptet gjenspeiler belastningen i de forskjellige fjordene. Dette fordi siktedypt er en god indikator på algevekst i marine system, som igjen gjenspeiler næringssaltbelastningen i systemet. Høy belastning kombinert med liten vannutskiftning vil igjen kunne spores i bunnvannet ved stort oksygenforbruk.

Planktonalgeanalysene viste totalt sett at blomstringsartene i Gands-/Riskafjordområdet til tider ikke var de samme som i Håsteinfjorden, mens Åmøyfjorden var i en mellomstilling. Noen ganger var algesamfunnet her klart påvirket av de samme algeartene som dominerte i de indre fjordområdene, mens andre ganger var det blomstringsartene fra det ytre fjordområdet som også dominerte i Åmøyfjorden. *Leptocylindrus danicus* var en art som i 1995-sesongen oftest blomstret i de indre fjordområdene, mens *Skeletonema costatum* og *Pseudonitzschia* holdt seg mer i de ytre områdene. Under *Emiliania*-blomstringer syntes det ikke å være noen forskjell i forekomsten mellom de indre og ytre områdene. For små flagellater var de høyeste konsentrasjonene oftest å finne i de indre fjordområdene. I håvtrekkene ble det flere ganger observert potensielt giftige dinoflagellater (alger).

Gruntvannsorganismene viste generelt god vekst (liten forurensningsbelastning) i Håsteinfjorden, Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, med unntak av havnebassengene i de to byene og de lokale resipientene Dusavika, Galeivågen og muligens Bangarvågen og Hillevåg (Hafrsfjorden ble ikke undersøkt).

Det ble ikke funnet noen **metallbelastning** i overflatelaget i noen av hovedfjordene (Hafrsfjord er ikke undersøkt).

Det ble kun analysert for **organiske miljøgifter** i fauna i Håsteinfjorden. Alle måleresultater var lave med unntak for oljerelaterte stoffer i krabbe, som viste forhøyede nivåer.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Bunnvannet i Håsteinfjorden og generelt sett i Byfjorden var **oksygenrikt**. Ett unntak, en ekstremt lav verdi ble funnet i juli i Åmøyfjorden. Forholdene i ytre Hafrsfjord var relativt gode, Riskafjorden var mindre god, men betydelig bedre enn tidligere år, mens indre Hafrsfjord hadde nokså dårlige forhold, selv om fjorden muligens viste en liten bedring fra tidligere år. I Gandsfjorden var oksygennivåene dårlige, mens Hillevågsvannet hadde sulfidholdig bunnvann, hvor også næringssaltkonsentrasjonene var ekstremt høye.

Sammensetningen av **bløtbunnsfaunaen** i Håsteinfjorden var god, mens det i de andre fjordene var redusert kvalitet. Ytre Hafrsfjord var klassifisert som nokså dårlig, indre del som meget dårlig, mens de øvrige tre fjordene var dårlige.

Det ble registrert en kraftig økning i individtallet fra 1989 til 1995 i hele Håsteinfjorden. Også på de fleste stasjonene i Gands-, Riska- og Byfjorden var det en betydelig økning i de totale individtall fra 1985 til 1995. Denne økningen på så mange og så forskjellige lokaliteter er vanskelig å forklare ved endringer i forurensningsbelastning eller andre miljøendringer, eller ved naturlige svingninger i populasjonene. Forskjeller i innsamlingsarbeid og prøveopparbeidelse i 1995 kan ha bidratt til økningen i de registrerte individtall fra 1985/89 til 1995.

Belastningen av **total organisk karbon** i sedimentene var normale i Håsteinfjorden, mens tilstanden var dårlig i Gandsfjorden og Byfjorden og meget dårlig i Riskafjorden, Stavanger havn og hele Hafrsfjorden.

Innholdet av **metaller** i reker og torsk var lavt i Håsteinfjorden. (Det er ikke samlet inn prøver fra de andre fjordene). Også i sedimentene var det lav metallbelastning for Håsteinfjorden, samt Hafrsfjorden. For Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden var det moderate konsentrasjoner med metaller. Stavanger havn skilte seg negativt ut sammen med de lokale resipientene Bangarvågen, Galeivågen, Vassøy V og Hillevåg. De fleste stedene hadde markert forurensning av kobber,

kadmium, kvikksølv og bly, mens Galeivågen hadde en meget sterk kvikksølv-forurensning, samt sterk kobber- og blybelastning.

Av **organiske miljøgifter** er det funnet PAH og benso(a)pyren i sedimentene i alle hovedfjorder og i mange lokale resipienter. I Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden var det markert forurensning, i Bangarvågen sterk, i Stavanger havnebasseng sterk til meget sterk og i Galeivågen og Hillevåg meget sterk forurensning. Det er ikke funnet klororganiske forbindelser hverken i reker, torsk eller sedimenter i Håsteinfjorden. Imidlertid er det registrert moderat til sterk forurensning av oljerelaterte forbindelser i sedimentene, hvilket styrker iaktakelsen av høye nivåer i krabbe fra samme fjord. I Hafrsfjord var det markert til meget sterk belastning av de samme oljerelaterte komponentene som ble funnet i Håsteinfjorden. Hillevåg og Stavanger havn var de eneste områdene hvor klorforbindelser ble målt i betydelige mengder i sedimentet: sterk forurensning av PCB og markert belastning med DDT, men også midtre Gandsfjord ble registrert med markerte forurensninger av DDT.

Etter at **Sentralreanseanlegget for Nord-Jæren (SNJ)** kom i full drift i 1992, har Gandsfjorden, Riskafjorden, Byfjorden og Hafrsfjord mottatt mindre mengder kloakkvann enn i tidligere år. Håsteinfjorden, som har vært resipient for utslippet fra SNJ i samme tidsrom, har mottatt større mengder kjemisk rensset kloakkvann.

Kvaliteten av de øverste vannmassene er tydelig forbedret i alle fjordområdene, som har fått sanert kloakkutslippene rundt Stavangerhalvøya. Alle er blitt mindre næringsrike, og badevannskvaliteten er forbedret eller uendret. I bunnvannet og bunnsedimentene er det derimot få tegn til bedring i oksygeninnhold, artsmangfold og innhold av miljøgifter.

I Håsteinfjorden er det ingen tegn til at utslipp fra SNJ har forringet vannkvaliteten.

1. INNLEDNING

1.1. Bakgrunn for undersøkelsen

De lokale myndighetene på Stavangerhalvøya ble tidlig på 1960-tallet oppmerksom på at Gandsfjorden og Hafrsfjorden kunne være følsomme for avløpsvann fra den voksende befolkningen. I 1964 fikk NIVA i oppdrag å undersøke disse to fjordene med hensyn til vannutskifting og vannkvalitet (Simensen & Stene Johansen, 1966). Generelt ble det konkludert med at forurensningen i Gandsfjorden var meget liten, mens havnebassenget i Sandnes var tydelig preget av kloakktilførsler. Også Hafrsfjord ble generelt betegnet som lite påvirket av forurensninger. Imidlertid ble det frarådet belastning av indre basseng over lengre tid.

Regionplankontoret for Jæren begynte allerede i 1971 å forberede en oppfølging av resipientundersøkelsen (fysisk/kjemisk) fra 1964, og selve hovedundersøkelsen kom i gang i 1976 (Regionplankontoret for Jæren, 1979). I denne fasen var undersøkelsesområdet utvidet til Gandsfjorden, Riskafjorden, Byfjorden og Hafrsfjorden. Undersøkelsen startet med en teoretisk datavurdering av forurensningstilførsler (Andreassen og medarb., 1974), mens hovedundersøkelsen omfattet en tilstandsbeskrivelse av vann- og sedimentkvalitet, samt biodiversitet i strandsonen inkludert metallinnhold i tang (Bokn & Skei, 1978), bunnfauna-analyser (Johannessen, 1977), marinfysiske vurderinger (Mathisen og medarb., 1977) og avrenningsforhold og vannkvalitet herunder algeoppblomstringer og forekomst av tarmbakterier (Kjos-Hanssen & Staveland, 1979, Staveland & Gjerstad, 1983).

På bakgrunn av forurensningssymptomene som ble påvist særlig i Gandsfjorden og Byfjorden, ble det gjennomført undersøkelser i de to fjordene i 1980 og 1981 som et ledd i det statlige program for forurensningsovervåking (Knutzen & Bokn, 1981, Bokn & Knutzen, 1982). Undersøkelsene ble fokusert på vannkvalitet, gruntvannssamfunn og miljøgifter i organismer. Denne overvåkingen ble supplert med sediment- og bunndyrsundersøkelser i alle sjøvannsresipientene rundt Stavangerhalvøya i de tre påfølgende år (Dahle, 1984, Stokland, 1985). I 1983 ga Miljøverndepartementet NIVA i oppdrag å utarbeide en kostnads- og effektivitetsanalyse av tiltak mot forurensninger i Gandsfjorden (Lindholm og medarb., 1983).

I årene 1985 - 87 gjennomførte NIVA overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden (Bokn og medarb., 1986, Bokn og medarb., 1987, Bokn & Molvær, 1988). Hovedformålet var å gi en ajourført informasjon om tilstanden i fjordområdene og påvise eventuelle utviklingstendenser.

Konklusjonene etter de ulike resipientundersøkelsene i 1970- og 1980-årene fikk de lokale myndighetene til å kaste sine blikk mot Håsteinfjorden som en mulig resipient for det store utslippet fra kommunene som er tilsluttet IVAR, og rapporter fra NHL (SINTEF-gruppen) og NIVA var lovende i så måte (Jacobson og medarb., 1986, Eidnes og medarb., 1987).

Et kjemisk renseanlegg ble planlagt i Randaberg kommune, og utslippet skulle gå på dypt vann i Håsteinfjorden. Anlegget ble åpnet ved årsskiftet 1991/92, men før åpningen ble det gjennomført en før-undersøkelse, som skulle tjene som referansemateriale til senere undersøkelser. Oceanor har utformet flere delrapporter for alle fagdisipliner, men det foreligger også en samlerapport (Stokland og medarb., 1992).

1.2. Formål

Resipientundersøkelsene dekker ulike fjorder rundt Stavangerhalvøya, samt flere antatt belastede lokale vikar og våger i Stavanger kommune. Resipientene er inndelt i fire hovedgrupper:

- A) Håsteinfjorden
- B) Gands-, Riska- og Byfjorden
- C) Hafrsfjord
- D) Lokale resipienter i Stavanger:
 - Dusavika
 - Bangarvågen
 - Galeivågen
 - Vassøy V
 - Vassøy Ø
 - Hillevågsvannet
 - Jåttåvågen

Formål for resipientundersøkelsene i A - D:

- A) Oppfølging av basisundersøkelsen i 1989 - 91, utført før Sentralrenseanlegg Nord-Jæren var kommet i drift, for å fremskaffe ny informasjon om miljøtilstanden i fjorden, samt påvise eventuelle utviklingstendenser.
- B) Oppfølging av undersøkelsene i 1985, 1986 og 1987, samt 1976, 1977, 1980 og 1981 for å fremskaffe ny informasjon om miljøtilstanden i de ulike fjordene, samt påvise eventuelle utviklingstendenser.
- C) Oppfølging av undersøkelser utført 1976 - 78 og 1982 - 84 for å fremskaffe ny informasjon om miljøtilstanden i terskelfjorden, samt påvise eventuelle utviklingstendenser.
- D) Gi en innledende beskrivelse av forurensningstilstanden.

1.3. Ordliste for noen fremmedord brukt i rapporten

Deteksjonsgrense:	Den laveste verdien som kan påvises med metoden
Diversitet:	Artsmangfold
Eutrofiering:	Overgjødning
Eutrofi-effekt:	Virkning av økt algevekst
Heterotrof:	Ernærer seg av organisk (av biologisk opprinnelse) materiale
Hydroider/hydrozoer:	Dyr i slekt med f.eks. maneter
Integrere:	Samordne
Organisk:	Av biologisk opprinnelse eller biologisk materiale
Uorganisk:	Inneholder ikke karbon (unntak karbonoksider), "ikke biologisk"
Salinitet:	Saltholdighet
Taksa/taxa (entall: Taxon):	En gruppe beslektete organismer
Termostabile koliforme bakterier:	Primært tarmbakterier, som kan vokse ved 42°C
Toksisk:	Giftig
Sediment:	Bunnmasse
Sedimentere:	Partikler av organisk eller uorganisk materiale som synker fra vannmassene til bunnen
Sprøytesone:	Saltvannspåvirket, men over høyvannsmålet
Sublittoral:	Dypere enn lavvannsmålet

2. MATERIALE OG METODER

2.1. Vannkvalitet og planteplankton

Overvåkingsprogrammet for Stavangerfjordene i 1995 ble satt opp i henhold til avtale om å gjennomføre 15 overvåkingstokt i perioden juni til november. Toktplanen ble satt opp med fire hovedtokt (6-8/6, 18-19/7, 23-24/8 og 11-11/11) og 11 mindre tokt (14/6, 28/6, 5/7, 27/7, 2/8, 8/8, 16/8, 31/8, 5/9, 13/9 og 9-10/11).

Tabell 2.1-1. Prøvetaking i perioden juni til november 1995.

Toktkategori:	Parameter:	Analysemetode:	Nøyaktighet/ deteksjonsgrense:
Alle tokt (15)	Total Nitrogen	Intern, NS 4743	> 10 ug/l
	Nitrat	Intern NS 4745	> 1 ug/l
	Ammonium	Intern NS 4746	> 5 ug/l
	Total Fosfat	Intern NS 4725	> 1 ug/l
	Ortofosfat	Intern NS 4724	> 1 ug/l
	Oksygen 0 - 50 m	YSI-sonde	± 0,21 mg/l
	Saltholdighet 0 - 50 m	Salinoterm	0.5
	Termostabile koliforme bakterier - TKB	NS 4792	
	Kvantitativ analyse algeplankton		7000
	Håvtrekk		ikke kvantitativ
Hovedtokt (4)	Oksygen - bunnvann	Winkler titrering	± 0,1 mg/l
	Temperatur (0 - maksimalt dyp)	Sensordata STD sonde Serie 200	± 0,01°C
	Saltholdighet (0 - maksimalt dyp)	Sensordata STD sonde Serie 200	± 0,02 umol (ledningsevne)

For samtlige tokt i perioden juni til november 1995 ble blandprøver fra 0 - 2 meter analysert for totalfosfat, ortofosfat, nitrat, ammonium og total nitrogen, samt planteplankton. For Hafrsfjord ble det i tillegg målt næringssalter på 15 meters dyp på begge stasjonene (H14 og H15). Det ble ikke målt planteplankton i Hafrsfjord, istedet ble det målt klorofyll i overflaten og på 15 meters dyp. Det ble også gjennomført oksygenmålinger og saltmålinger i de øverste 50 meterne på alle tokt. Resultatene fra noen av toktene er imidlertid forkastet pga. felttekniske problemer med YSI-sonden.

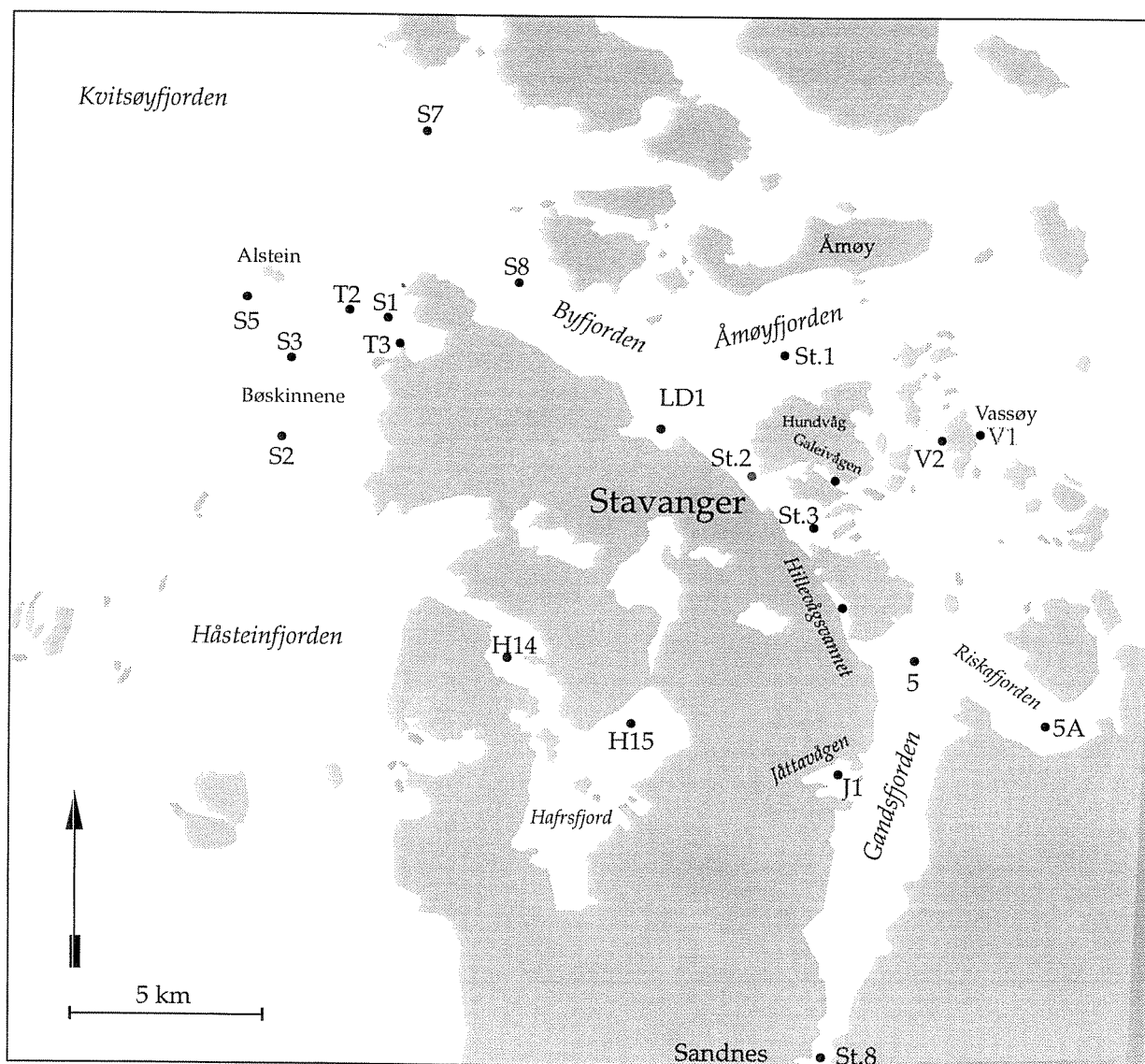
Det som skiller de to toktvariantene er at det på hovedtoktene i tillegg ble tatt dypvannsprøver (5 stasjoner) for måling av oksygen, temperatur og salt. På de fire hovedtoktene ble det også målt vertikalprofil for temperatur og saltholdighet (bruk av CTD, 0 til maksimalt dyp) for Hafrsfjord (2 stasjoner), Håsteinfjorden, Åmøyfjorden, Gandsfjorden og Riskafjord.

Planteplankton-prøvene besto av integrerte vannprøver (0 - 2 meter) og håvtrekk (10 - 0 meter). Alle prøver var fiksert med sur Lugol.

Kvantifisering av planteplankton i vannprøvene ble utført ved bruk av Palmer-Malony tellekammer (deteksjonsgrense 7.000 celler/liter).

For hver innsamlingsdato ble 3 håvtrekk eksaminert slik at områdene Håsteinfjorden (st. S2), Åmøyfjorden (st. 1) og Gands-/Riskafjorden (st. 5) ble dekket. Håvtrekkene ble gjennomgått hovedsakelig for å få oversikt over fremtredende og potensielt toksiske arter.

Resultatene fra denne undersøkelsen vil bli sammenlignet med data fra en rekke undersøkelser i perioden 1977 til 1995. Sammenlignbare dataserier foreligger ikke for alle fjordene i hver av de tidligere undersøkelsene. Det er derfor gjort et utvalg av felldata fra tidligere år som er sammenlignbare med stasjonene i denne undersøkelsen, figur 2.1-1.



Figur 2.1-1. Stasjonskart for vannprøver og planteplankton.

2.2. Gruntvannssamfunn

De biologiske observasjoner i strandsonen har vært rettet mot mulige symptomer på effekter av overgjødsling (forhøyede konsentrasjoner av næringssalter) og akkumulering av metaller og lite nedbrytbare organiske stoffer i utvalgte arter.

A) Håsteinfjorden

Gruntvannsundersøkelsene i Håsteinfjorden er en oppfølging av basisundersøkelser som ble gjennomført i 1989 - 1991 (Dragsund og Sivertsen, 1992).

Stasjonsvalg

Stasjonsnettet for gruntvannsundersøkelser i Håsteinfjorden fremgår av figur 2.2-1. Stasjonene er de samme som ble undersøket i basisundersøkelsen. Stasjonene var valgt ut fra den antakelse at planter og dyr i fjæra og øvre del av sublittoralen (under fjæresonen) eventuelt kunne bli påvirket av det da planlagte utslippet til Håsteinfjorden. Stasjon 2 Alstein og stasjon 4 Tungenes var valgt ut fra sin nærhet til utslippspunktet. Stasjon 1 Fjøløy (nord for utslippspunktet) og stasjon 5 Vistnestangen (syd for utslippspunktet) ble valgt ut fra dominerende nord - syd vannstrømretning. Stasjon 3 Grønningen ble valgt som referansestasjon, hvor en anså mulighetene for effekter av utslippet som små. Alle stasjonene var sterkt bølge-eksponert. Men stasjonene varierte mye med hensyn til himmelretning og helningsvinkel (jfr. Dragsund og Sivertsen, 1992).

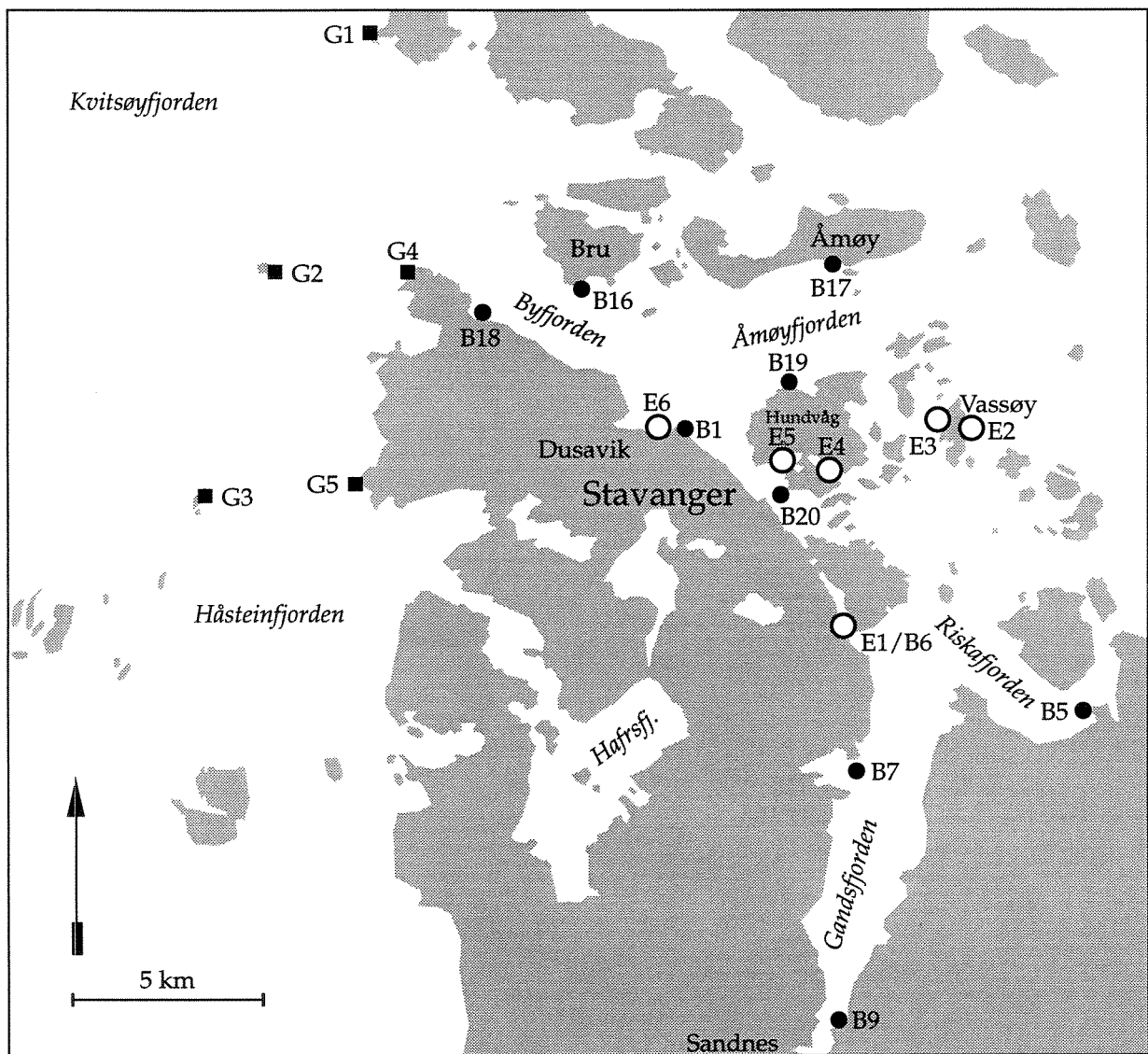
Undersøkelsesmetodikk

Gruntvannsundersøkelsene i Håsteinfjorden skilte seg metodisk fra undersøkelsene utført i de andre fjordområdene. I Håsteinfjorden ble det utført kvantitative rammeundersøkelser i fjæresonen, semikvantitative strandsoneundersøkelser og undersøkelser i tareskogen (ca. 2 m dyp).

Kvantitative rammeundersøkelser

En ramme på 150 x 60 cm inndelt i 10 x 10 cm ruter ved hjelp av tynn wire, ble brukt til de kvantitative rammeundersøkelsene. Inndelingen ga totalt 6 horisontale striper (nivåer) á 15 ruter. Av de 15 rutene i hvert nivå ble 5 (tilfeldig valgte) ruter undersøkt, tilsammen 30 ruter innenfor hver ramme. Rammens plassering i fjæra var bestemt av bolter i fjellet. Rammens lengdeakse var langs strandlinjen med øvre kant av rammen ca. 10 cm under øvre grense for rurbeltet. Nærmere beskrivelse er gitt i basisundersøkelsen.

Innenfor hver av de 30 rutene ble alle makroskopiske planter og dyr registrert med tilstedeværelse og dekningsgrad. Mobile dyr, som snegl, ble talt.



Figur 2.2-1. Stasjonskart for grunntvannsorganismer og miljøgifter i biologisk materiale.

Semikvantitative strandsonundersøkelser

I de semikvantitative strandsonundersøkelsene ble alle makroskopiske alger og dyr fra sprøytesonen og (over fjæresonen) ned til ca. 1 m dyp (under laveste lavvann) registrert etter følgende semikvantitative skala:

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

Registreringen ble foretatt ved å svømme i overflaten (med maske og snorkel) i en tidsbegrenset periode på ca. 15 minutter og tilsammen over en strandlinje på ca. 20 meter. Denne undersøkelsen gir et mer representativt bilde av stasjonens strandsonesamfunn enn rammeregistreringene, fordi et større areal dekkes.

Sublittorale undersøkelser

Til de sublittorale undersøkelsene i tareskogen ble det benyttet en ramme på 50 x 50 cm. 5 rammer ble lagt tilfeldig ut på hver stasjon, og makroskopiske alger og vanlige dyr ble registrert ved dekningsgrad. Antall tareplanter innen størrelseskategoriene små, middels og store ble talt. Begroingsarter på tarestilkene ble bestemt kvalitativt og semikvantitativt etter samme gradering som for strandsonundersøkelsene. Registreringene ble foretatt av en dykker som hadde telefonisk kontakt med en skrivende assistent på land.

Artsbestemmelse

De fleste organismer ble artsbestemt i felt. Organismer som ikke lot seg identifisere i felt ble samlet inn og senere bestemt under lupe eller mikroskop. I en del tilfeller ble identifikasjon bare foretatt til gruppe (klasse, slekt).

Analyser av data

Klasser/kategorier

Ved vurdering av samfunnene på stasjonene og ved sammenlikninger er forekomsten av alger delt i algeklassene: rødalger, brunalger og grønnalger. Forekomsten av dyr er inndelt i fødekategoriene: rovdyr, alge-etere (herbivore) og vannfiltrerere.

Tetthet/frekvens forekomst

I rammeregistreringene er arters forekomst beskrevet ved artens tilstedeværelse i en rute og ved dekningsgrad eller antall (for mobile dyr) i ruten. Tetthet av en art er definert som antall ruter pr. kvadratmeter hvor arten forekommer. Frekvens forekomst er prosentandel av ruter hvor arten finnes av totalt antall undersøkte ruter pr. ramme. Store arter som tangarter, vil kunne dekke flere ruter, men har festepunktet bare i en rute. Begge disse egenskaper er registrert.

Diversitet

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

Jevnhet

Jevnhet, eller "eveness", beskriver fordelingen av antallet individer (her forekomst) mellom de tilstedeværende artene. Indeksen varierer mellom 0 (kun en art tilstede) og 1 (forekomst lik for alle arter).

Ved å sammenligne artsantall, diversitet og jevnhet for en rekke stasjoner, kan en få et begrep om hva diversiteten er mest avhengig av, - artsantallet eller jevnheten i fordelingen av de artene som er tilstede.

Dominans

Dominans defineres som forekomst av en art i prosent av den totale summen av alle artenes forekomst. *Dominansindeks* er analogt med den høyeste dominansen. Høye verdier indikerer et samfunn dominert av en art. Dominansindeks er foreslått av Shaw og medarb. (1983) for å påvise forurensningseffekter på samfunn.

I denne undersøkelsen av tilstand og utvikling defineres "forbedring" som økende artsantall, økende diversitet, økende jevnhet og avtagende dominans. "Forverring" defineres følgelig motsatt.

B) Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden

Stasjonsnettet for observasjoner av strandsonens plante- og dyresamfunn fremgår av figur 2.2-1. Hovedvekten er lagt på registrering av fastsittende alger i 0 - 2 m dyp, og observasjonene er utført ved snorkeldykking. Metodene og registrator er identiske med undersøkelsene i 1985 - 87 (Bokn og medarb., 1986, 1987 og Bokn & Molvær, 1988), samt tidligere registreringer (Bokn & Skei, 1978, Bokn & Knutzen, 1982).

Ni stasjoner i Gands-, Riska- og Byfjorden, registrert i 1995, har vært undersøkt minst tre ganger tidligere i tidsrommet 1976 - 1987, mens fem av de seks stasjonene i de lokale resipienter er å betrakte som nye lokaliteter.

Feltarbeidet ble utført i tiden 18. - 29. august 1995. De fleste arter ble notert på stedet, mens noen få individer ble konservert for senere bestemmelser på laboratoriet. Foruten algevegetasjonen ble det gjort observasjoner av de mest fremtredende dyrearter og maritime lav.

C) Hafrsfjord

Ingen gruntvannsregistreringer.

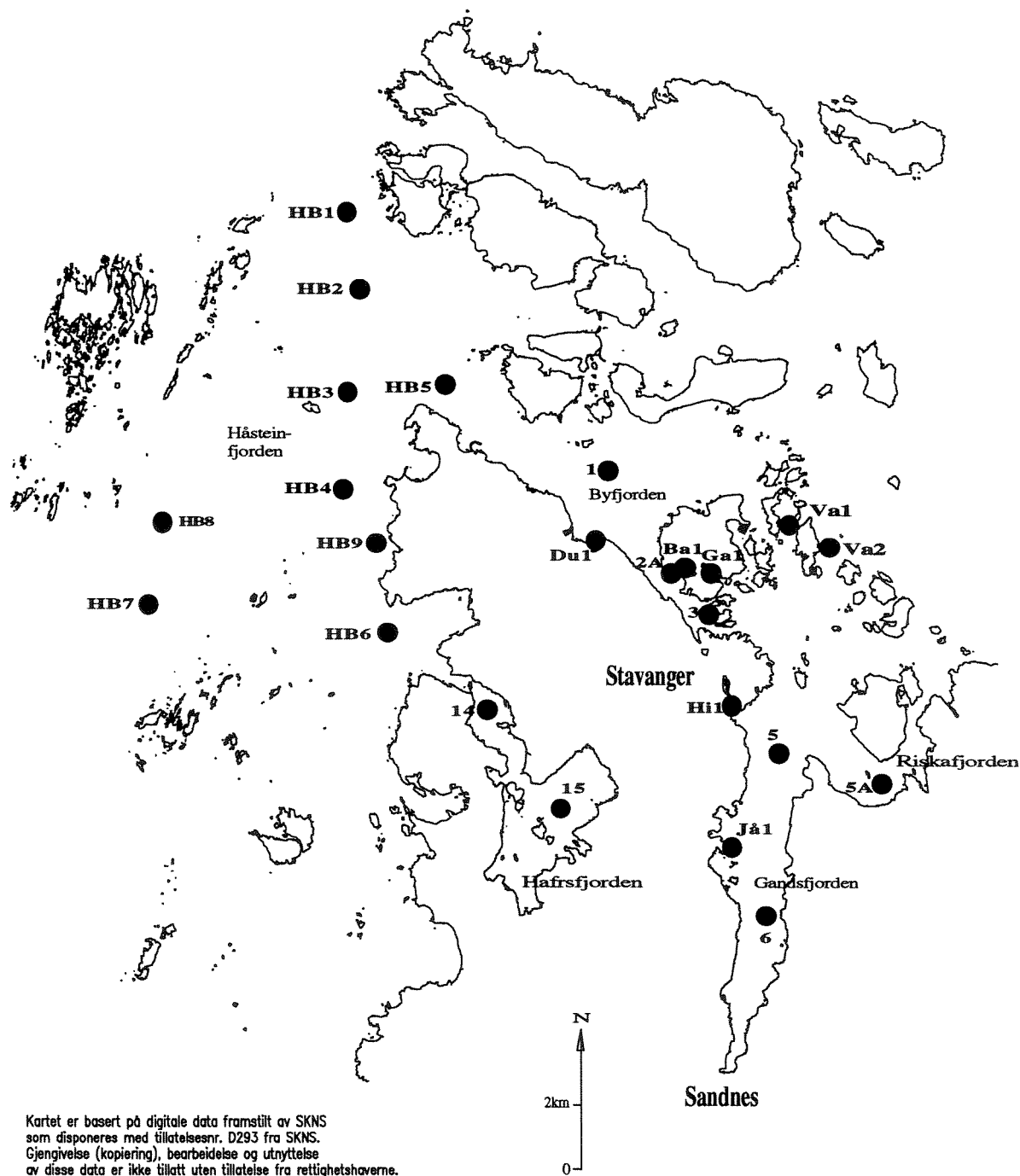
D) Lokale resipienter i Stavanger

Det er brukt samme metode som for B).

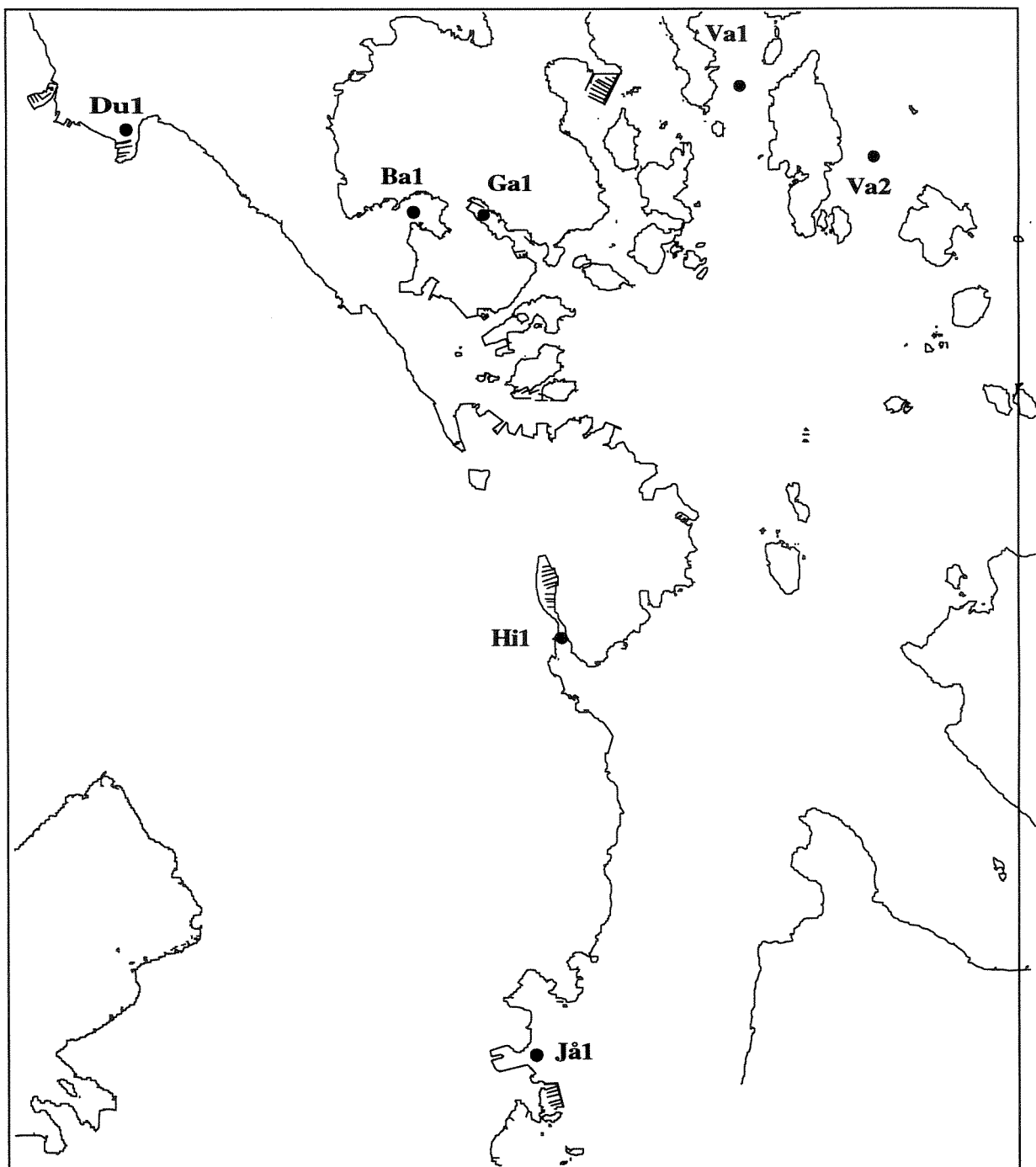
2.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Innsamling av prøver til undersøkelser av bløtbunnsfauna og analyser av miljøgifter i sediment ble gjennomført 18. - 21. september 1995. Toktfartøy var "Risøy". På grunn av lav høyde under Hafrsfjord-brua måtte en mindre båt ("Yota") benyttes i Hafrsfjord.

Det ble tatt prøver med en 0.1 m² Day-grabb på 24 stasjoner. På 17 av disse stasjonene ble det tatt prøver for analyse av både bløtbunnsfauna og organisk innhold og miljøgifter i sediment. På de 7 nye stasjonene i lokale resipienter (Dusavika, Galeivågen, Bangarvågen, Jåttåvågen og Hillevågsvannet, samt 2 stasjoner ved Vassøy) ble det bare tatt sedimentprøver til miljøgiftanalyser. Stasjonenes posisjoner og dyp er vist i vedleggsrapport kapittel 7.3-1. Posisjonene ble målt med GPS (globalt satellittposisjoneringssystem). Kart over stasjonenes plassering er vist i figur 2.3-1 og 2.3-2.



Figur 2.3-1. Kart over prøvetakingsstasjonene for bløtbunnsfauna og miljøgifter i sedimentene.



Figur 2.3-2. Kart over prøvetakingsstasjonene for miljøgifter i sedimentene i lokale resipienter.

Bløtbunnsfaunastasjonene var de samme som ble undersøkt i 1989 (Håsteinfjorden), 1985 (Gands-, Riska- og Byfjorden) og 1983 (Hafrsfjord). På hver stasjon ble det som standard tatt 4 eller 5 grabbprøver til faunaanalyse og 1 grabb til miljøgiftanalyse. Prøver til sedimentanalyse ble tatt fra grabbprøvene av de øverste 2 cm av sedimentet (ved at en luke på oversiden av grabben åpnes før grabben tømmes).

På bløtbunnsfaunastasjonene er det også tatt prøver til analyse-parametre, så som sedimentets finhet (% partikler <63µm) og innhold av organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN). Disse indikerer sedimentasjonsforholdene og er dessuten støtteparametre ved tolkningen av faunaresultatene.

Kapittel 7.5-1 i vedleggsrapporten gir en oversikt over parametre, prøver og analyser på de enkelte stasjonene.

Bløtbunnsfauna

Faunaprøvene ble silt gjennom 1.0 mm siler, fiksert i 4% nøytralisert formalin og senere overført til 70% etanol. Dyrene ble sortert ut, artsbestemt og talt. Det er bestemt parametre som individtetthet, artsmangfold m.m. for hver enkelt grabb og for stasjonen samlet.

Artsmangfold er beregnet ved indeksen H (Shannon og Weaver, 1963) og ved forventet antall arter pr. 100 individer (ES_{100}) (Hurlbert, 1971). Indikatorartsindeksen AI (Rygg, 1995a) viser om det er overvekt av forurensningstolerante eller -ømfintlige arter.

Klassifiseringen av tilstand i bløtbunnsfaunasamfunnene følger hovedsakelig SFTs tilstandsklassifisering (Rygg og Thélin, 1993), dvs. klassifisering basert på artsmangfold. I tillegg er det tatt hensyn til forekomst og dominans av forurensningstypiske arter i faunaen.

I SFTs tilstandsklassifisering for organisk innhold i sediment (Rygg og Thélin, 1993) er grenseverdiene mellom tilstandsklassene satt for høyt, bl.a. er de basert på for høye omregningsfaktorer fra glødetap til totalt organisk karbon. Basert på ny kunnskap foreslo Rygg (1995b) nye grenseverdier. Disse er benyttet ved klassifiseringen av totalt organisk karbon. Det benyttes en normalisering av TOC-verdiene som tar hensyn til sedimentets innhold av finstoff (Aure og medarb., 1993). Kornstørrelsen på 63µm angir grenseverdien mellom sand og det som er finere enn sand, nemlig silt og leire. I marine sedimenter er det en nær sammenheng mellom sedimentets innhold av finstoff (<63µm) og konsentrasjonen av totalt organisk karbon (Rygg, 1995b).

Analysemetode for totalt organisk karbon og nitrogen i sediment

Organisk karbon og nitrogen i sediment bestemmes ved forbrenningsmetode. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1% - 100%. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform, da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg.

Deteksjonsgrenser:

0.1% nitrogen - 1.0 µg/mg N

0.1% karbon - 1.0 µg/mg C

Prinsipp: Først fjernes uorganiske karbonater (kalkskall o.l.) ved hjelp av saltsyredamp i eksikator. Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800°C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650°C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene

passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program.

2.4. Miljøgifter i biologisk materiale

Fra de undersøkte fjordområdene er det analysert på metallene krom (Cr), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i tang fra Gands-, Riska-, Byfjorden og Håsteinfjorden. Samtidig med strandsoneobservasjonene ble det innsamlet hovedsakelig sagtang (*Fucus serratus*), fordi grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) var fraværende eller sjelden på flere stasjoner. I strandsnegl, taskekrabbe, reker og torsk (muskel og lever), samt sedimenter, er det analysert på de samme metaller og i tillegg klorerte organiske miljøgifter fra Håsteinfjorden. I Hafrsfjord og de lokale resipienter i Stavanger kommune er sedimentene analysert på metaller og organiske miljøgifter.

2.4.1. Bestemmelse av metaller i biologisk materiale

Forbehandling av biologisk materiale

Tang:

Tang lufttørkes til det er drypptørt. Det tørkes deretter i varmeskap. Prøvematerialet homogeniseres, og 0.2 - 0.4 g tørket materiale veies inn.

Sjødyr:

Prøvene renses og homogeniseres. 0.5 - 1.5 g våt prøve veies inn.

Oppslutning i mikrobølgeovn: En innveid homogenisert prøve tilsatt salpetersyre oppsluttes i lukket beholder i mikrobølgeovn. Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme, med grafitovn eller med kalddampeteknikk.

Zn i biologisk materiale bestemt ved flammeatomabsorpsjonspektrometri (AAS)

Denne metoden benyttes når sinkkonsentrasjonene er så høye at de kan bestemmes direkte i flamme. Deteksjonsgrensen for faste prøver ved innveiging av 0.5 g tørt materiale er 2 µg/g. Grensen avhenger av innveid materiale.

Prinsipp: Prøven suges inn i en luft/acetylen flamme hvor elementet atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en "electrodeless discharge lamp". Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette elementets atomer. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.

Cd, Cr, Cu, Ni og Pb i biologisk materiale bestemt ved grafitovn-AAS

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene i løsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering. Deteksjonsgrensen for faste prøver ved innveiging av 0.5 g tørt materiale er: 0.005 µg Cd/g, 0.02 µgPb/g, 0.01 µgCr/g, 0.05 µgNi/g og 0.01 µgCu/g. Grensen avhenger av innveid materiale.

Prinsipp: En passende mengde prøve (20 - 50 µl) overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodsløse lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.

Hg i biologisk materiale bestemt ved kalddamp-AAS, amalgameringssteknikk.

Ved tørking av materiale (f.eks. tangprøver) må temperaturen ikke overstige 80°C. Deteksjonsgrensen for faste prøver ved innveiling av 1 g tørket materiale er 0.01 µg/g.

Prinsipp: En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes i mikrobølgeovn med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksideres til toverdig kvikksølv i ioneform (Hg⁺⁺). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av argon som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdamper gjennom kvarts-kyvetten hvor absorbansen måles ved 253.7 nm.

2.4.2. Bestemmelse av PCB og andre persistente klororganiske stoffer i biologisk materiale

Ved bestemmelse av innholdet av klororganiske forbindelser i biologiske prøver og sedimenter ved NIVA blir frysetørket sediment og biologisk materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde (Brevik, 1978). Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann tørkes cykloheksanekstraktet, og for biologiske prøver inndampes ekstraktet til tørrhet og fettinnholdet beregnes gravimetrisk. Deretter løses prøven/prøveekstraktet i diklormetan som renses ved bruk av gelpermeasjons-kromatografi (GPC). For videre analyse foretas løsemiddelskift til cykloheksan som renses ved forsåpning med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved bl.a. å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referanse-materiale, gir et relativt standardavvik på 2 - 20% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongener). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongener i området fra 0.1 til 0.2 µg/kg våtvekt.

Bestemmelse av fettprosent utføres ved NIVA ved å ekstrahere prøven med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Cykloheksan-fasen som inneholder den

ekstraherte fettmengde, inndampes til tørrhet og settes i varmeskap ved 105°C over natten til konstant vekt. Fettmengden bestemmes gravimetrisk.

2.4.3. Bestemmelse av PAH i biologisk materiale

Prøveopparbeiding

En noe modifisert utgave av Grimmer og Böhnkes metode benyttes. Etter homogenisering tilsettes indre standarder, og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med cyklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Gasskromatografi

I perioden 1980 til 1989 ble PAH analysert på gasskromatograf tilkoblet flammeionisasjons-detektor (GC/FID). I 1989 ble også masseselektiv detektor (MSD) tatt i bruk, og dette instrumentet benyttes nå rutinemessig til PAH-kvantifisering.

Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering blir utført vha. indre standarder.

Kvalitetssikring

Det vises til NIVA-dokument nr. Y-3 (vedlegg): "Mål for analyseusikkerhet ved kjemiske analyser (1995)". Generelt kan sies at analysemetodene kontrolleres ved analyse av referansematerialer for sedimenter og blåskjell med sertifiserte konsentrasjoner for PAH og klororganiske forbindelser. Gasskromatografene recalibreres og metodene kontrolleres regelmessig ved analyse av standarder.

PCB nivået i makrellolje i tidsrommet hvor de aktuelle analyser ble utført er gitt i tabell 2.4.4-1.

Tabell 2.4.4-1. PCB i makrellolje, november og desember 1995.

Variabel:	Enhet:	Kontrollprøve:	Antall resultater:	Middel-verdi:	Std. avvik:
CB28	µg/kg	CRM 350 makrellolje, 22.5 ± 4.0	6	17	0.6
CB52	µg/kg	62 ± 9	6	54	2
CB101	µg/kg	164 ± 9	6	152	9
CB118	µg/kg	142 ± 20	6	127	11
CB153	µg/kg	317 ± 27	6	310	24
CB180	µg/kg	73 ± 13	6	74	6

2.5. Miljøgifter i sedimenter

Opplysninger om stasjonsplassering m.m. er gitt i avsnitt 2.3. Følgende sedimentanalyser er utført: Hg, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Cd (på noen stasjoner også PAH, PCB, HCB, DDT, EPOCI). Kapittel 7.5-1 i vedleggsrapport gir en oversikt over parametre, prøver og analyser på de enkelte stasjonene.

Den overveiende del av miljøgiftene som detekteres kommer fra sedimentets finfraksjon. Mye sand, grus eller stein i prøvene vil gi lavere konsentrasjon i total prøve enn i finfraksjonen. I 1989 (Stokland, 1992) og 1985 (Bokn og medarb., 1986) ble analysene av metaller utført på sedimentets finfraksjon (<63µm). I 1993 (Koniczny og Juliussen, 1995) og i 1995 ble analysene utført på total prøve. Dersom det forutsettes at alt metall finnes i finfraksjonen, og finfraksjonens andel er kjent, kan metallkonsentrasjonen i finfraksjonen beregnes ut fra konsentrasjonen i total prøve. Dette er den maksimale konsentrasjon som metallet kan ha i finfraksjonen i denne prøven. Den sanne konsentrasjonen i finfraksjonen vil som regel være lavere enn det som denne beregningen gir, men høyere enn i totalprøven. For sammenligning av 1995-resultatene med 1985- og 1989-resultatene, er 1995-resultatene brukt både som konsentrasjon i total prøve og som beregnet konsentrasjon i finfraksjonen. Sammenligningen blir mest usikker når finfraksjonens andel er liten.

Klassifiseringen av forurensningsgrad av miljøgifter i sedimenter følger Rygg og Thélin (1993).

Salpetersyreopplutning av sediment i autoklav ved Hg-bestemmelse.

Denne metoden ble anvendt ved opplutning av sedimenter, før Hg-bestemmelse.

Prinsipp: En innveid mengde frysetørret, homogenisert prøve oppluttes med salpetersyre i autoklav ved 120°C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved kalddamp atomabsorpsjon, amalgameringssteknikk.

Flussyreopplutning av sedimenter ved bestemmelse av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn.

Denne metoden blir anvendt ved totalopplutning av sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller. Metoden ble brukt for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn.

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes konge vann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller ble foretatt på den klare væskefasen ved atom-absorpsjon i flamme (Zn - samme prinsipp som for biologisk materiale) og med grafittovn (Cd, Cr, Cu, Ni og Pb - samme prinsipp som for biologisk materiale).

Behandling av sedimenter for PAH-analyse

Frysetørket materiale tilsettes indre standarder og Soxhletekstraheres med cyklohexan. Ekstraktet renses som beskrevet av Grimmer og Böhnke (1975) ved partisjonering med DMF:vann. Deretter foretas ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse. Hvis svovelinnholdet er høyt, blir dette fjernet med gelpermeasjonskromatografi (GPC).

Bestemmelse av EOCl/EPOCl og EOBr/EPOBr

Innveiet sediment ble ekstrahert med en blanding av cykloheksan/isopropanol (1:1). Cykloheksan-ekstraktet ble isolert ved tilsetning av vann. Uorganisk klorid ble fjernet fra cykloheksanekstraktet ved gjentatte vaskinger med nitratholdig vann og ekstraktet tørket med natriumsulfat. EOCl og EOBr ble bestemt i en del av ekstraktet ved nøytronaktivering.

En del av ekstraktet ble behandlet med konsentrert svovelsyre til EPOCl- og EPOBr-analysen. Ekstraktet ble analysert for innhold av klor og brom ved bruk av nøytronaktiveringsanalyse.

Deteksjonsgrenser:

Klor: 0.50 mg/kg ts

Brom: 0.20 mg/kg ts.

3. RESULTATER

Vurdering og diskusjon av resultatene følger i kapittel 4 og 5.

3.1. Håsteinfjorden

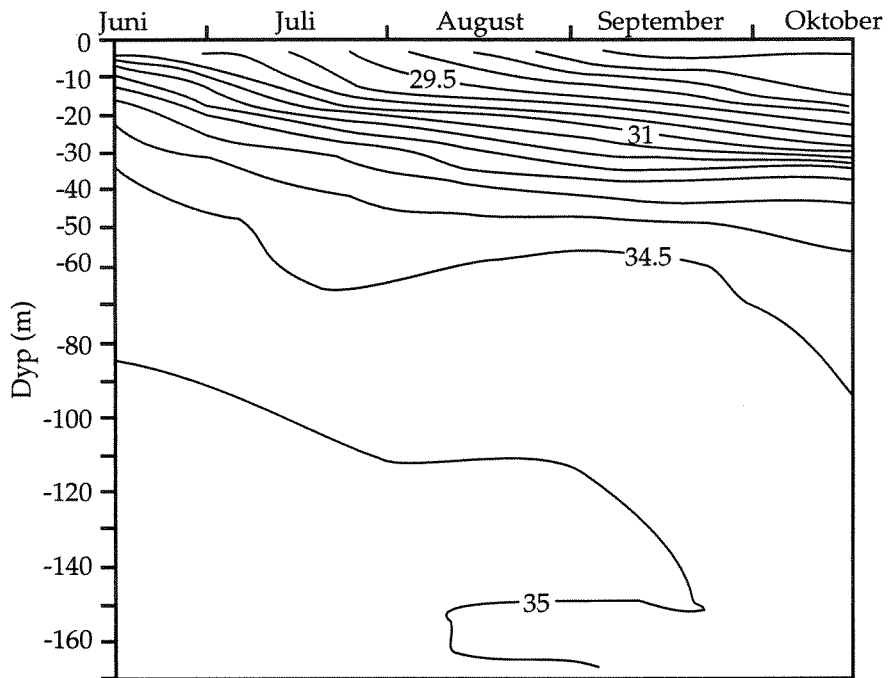
3.1.1. Vannkvalitet og planteplankton

Vannutskiftning og oksygenkonsentrasjon

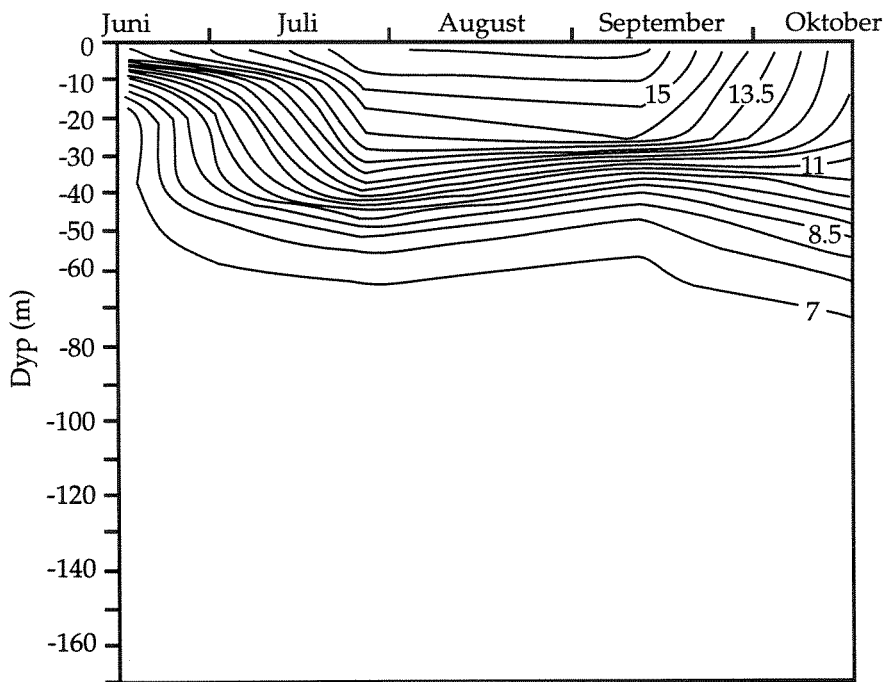
Vannutskiftningen i fjordsystemet er beskrevet av Tangen (1992a) og Jacobson og medarb. (1986).

Vannutskiftningen i denne type relativt åpne kystområder drives av tidevann, vind og tetthetsforskjeller mellom kyst- og fjordvann. De store vannutskiftningene i terskelfjorder skjer når tyngre vannmasser (høyere salinitet eller samme salinitet, men lavere temperatur) i kystvannet drives opp over terskeldypet og strømmer inn i fjorden. Håsteinfjorden er tildels åpen ut mot havet med noen dypvannsbassenger. I dette fjordsystemet er det liten tendens til stagnasjon av vannmassene (figur 3.1.1-1). Alle salt- og temperaturdata er samlet i vedleggsrapport, kapittel 7.1-1, oksygendata i kapittel 7.1-10a og 7.1-11.

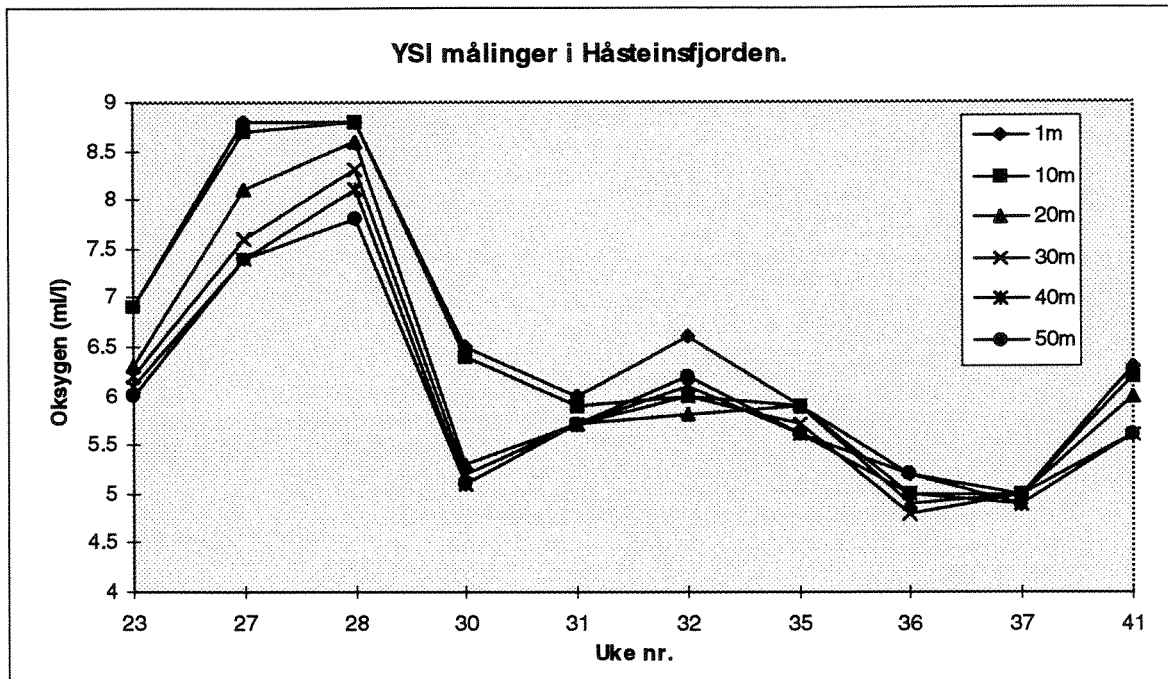
Saltmålinger i Håsteinsfjorden, juni-oktober 1995



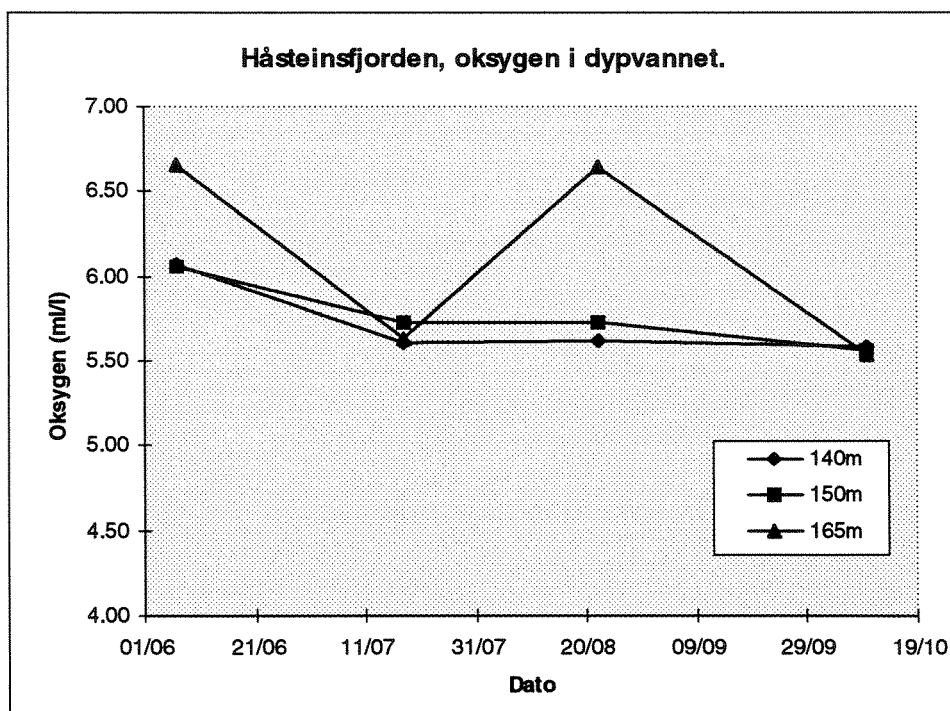
Temperaturmålinger i Håsteinsfjorden, juni-oktober 1995



Figur 3.1.1-1. Salt- og temperaturmålinger i Håsteinfjorden, juni - oktober 1995.



Figur 3.1.1-2. Oksygenmålinger med YSI-sonde i Håsteinfjorden (stasjon S3), juni - oktober 1995 (se materiale og metode for datoer).



Figur 3.1.1-3. Oksygenmålinger (Winkler titrering) i Håsteinfjorden (stasjon S3), juni - oktober 1995.

Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet ble målt til ca. 6 ml/l i hele måleperioden (figur 3.1.1-3). Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser (Tangen, 1992a). Resultatene indikerer jevnlig tilstrømming av oksygenrikt vann og/eller liten organisk belastning på systemet.

Planteplankton

Resultatene fra planktonundersøkelsene er presentert i tabeller i kapittel 7.1-7a-n og 7.1-8 i vedleggsrapporten.

Tidlig i juni var planteplanktonsamfunnene i hele undersøkelsesområdet dominert av diatomeen *Leptocylindrus danicus* og kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*. I tillegg var det betydelige mengder av dinoflagellatslekten *Dinophysis* tilstede i håvtrekkene. Slekten *Dinophysis* inneholder flere arter som produserer DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning).

Diatomeen *Skeletonema costatum* dominerte i Håsteinfjorden i slutten av juni. I første halvdel av juli blomstret *L. danicus* opp, *Skeletonema*-blomstringen kulminerte og ble delvis erstattet av *Pseudonitzschia*. Samtidig blomstret *E. huxleyi*. Perioden fra midten av juli til midten av august var generelt preget av lite planktonalger. *Ceratium* og *Dinophysis* var de biomassemessig sett dominerende algeslektene.

Tidlig i september var det fremdeles mye algearter som tilhører gruppen ceratier i planktonet, samtidig som *Prorocentrum micans* utgjorde en viktig del av planktonet. Det var tydelig at den øvre delen av vannmassene var tilført silikat fordi vannprøvene og håvtrekkene hadde et betydelig innslag av diatomeer med relativt høy artsdiversitet.

Håvtrekkene fra oktober og november viste at ceratiene var de mest fremtredende algeartene, og som i september var andelen av *P. micans* relativt stor. Mengden flagellater var imidlertid blitt betydelig redusert på samtlige stasjoner og var nede på et vanlig vinternivå.

Næringssalter

Løste næringssalter fosfat, nitrat og ammonium gir algevekst i fotisk sone (nok lystilgang til planktonproduksjon). Store tilførsler av løste næringssalter medfører stor algeproduksjon som igjen gir grunnlag for et stort oksygenforbruk i forbindelse med nedbrytningen av algebiomassen. Næringssalter ble målt for totalt 4 stasjoner. Resultatene er presentert som gjennomsnittlig sommerverdier (tabell 3.1.1-2), og samtlige måledata er presentert i vedleggsrapport kapittel 7.1 - 9a.

N/P forholdet

N/P forholdet i planteplankton er gjennomsnittlig 41:7:1 (C:N:P, vektbasis). Det antas som en regel at når N/P-forholdet avviker vesentlig fra 7:1, er det ene av de to næringssaltene potensielt begrensende for algeveksten. N/P-forholdet i overflatevannet (0 - 2 m) i fjorden er vesentlig høyere enn 7:1 (tabell 3.1.1-1) og indikerer et overveiende fosfatbegrenset system. Alle data er presentert i vedleggsrapport kapittel 7.1 - 9a.

Tabell 3.1.1-1. Nitrogen til fosfor forholdet i overflatevannet, sommer 1995, regnet for totalverdier.

		Tot. N : tot. P:	# obs.:
Håsteinfjorden	S2	21	12
	S5	21	12
	S7	25	13
	S8	28	13

Tilstandsklasser for næringssalt

I henhold til klassifikasjonskriteriene for næringssalter (Rygg og Thelin, 1993) er endringene i Håsteinfjorden som følger:

Middel sommerverdier for næringssalter i overflatevannet (0 - 2 m) klassifiseres i klasse I - "God" i 1995, med unntak av st. S2 og S5 som klassifiseres i klasse II - "Mindre god" for nitrat (tabell 3.1.1-2).

Tabell 3.1.1-2. Gjennomsnittsverdier av næringssalter ($\mu\text{g/l}$) i overflatevann juni - september 1995. Kolonner med romertall indikerer tilstandsklasser.

		Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Håsteinfjorden	S2	2,3	I	8,0	I	<5	I	17,7	II	166	I	12
	S5	2,0	I	7,6	I	<5	I	15,3	II	161	I	12
	S7	<1	I	6,5	I	<5	I	4,2	I	159	I	13
	S8	<1	I	5,8	I	<5	I	2,1	I	161	I	13

Tabell 3.1.1-3. Gjennomsnittsverdier ($\mu\text{g/l}$) for mai - september 1989/90 (Tangen, 1992b).
Kolonne med romertall indikerer tilstandsklasser i henhold til Rygg og Thelin, 1993 (vedlegg 2).

	Fosfat	Tot-P	Ammonium	Nitrat	Tot-N	# obs.
Håsteinfjorden S2	7.1	III	-	12.0	I	16
S5	7.2	III	-	9.1	I	16
S7	6.6	II	-	13.3	I	16
S8	7.5	III	-	13.4	I	16

Siktedyp

Siktedyp er et mål for innholdet av partikler og oppløste fargede forbindelser i sjøvann. Siktedyp vil ofte være en god indikator for forekomst av planktonalger i øvre vannmasser, med mindre stor ferskvannstilrenning influerer systemet. I juni ble det observert lave verdier for siktedyp i hele området. Dette skyldtes en oppblomstring av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* som er en vanlig forekommende alge på Vestlandet om sommeren. Verdiene for siktedyp økte utover sommeren og høsten for alle stasjonene i Håsteinfjorden (tabell 3.1.1-4). Alle data er presentert i vedleggsrapport kapittel 7.1 - 9a.

Tabell 3.1.1-4. Minimums og maksimums siktedyp (m) i Håsteinfjorden, juni til november 1995.

Stasjon:	Middelverdi:	Minimum:	Maksimum:
Håsteinfjorden S1	8.0	4.0	16
S2	7.8	4.2	20
S3	10.1	4.2	20
S5	10.6	4.5	20
S7	8.6	3.8	14.5
S8	7.2	3.8	12.3
T1	10.0	4.0	16
T2	10.4	4.4	20
T3	7.6	4.4	10.5

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Fra og med uke 23 ble det sendt inn prøver fra overflatestasjoner til Næringsmiddeltilsynet i Midt-Rogaland. Prøvene ble innsamlet fra like under overflaten i henhold til standard prosedyre (NS-4792) for analyse av termotabile koliforme bakterier (TKB).

Tabell 3.1.1-5. Badevannskvalitet sommer 1995. Alle termostabile koliforme bakterier er oppgitt pr. 100 ml vannprøve.

UKE NR.:													
STASJON	24	25	27	28	29	30	31	32	34	35	36	37	41
Håsteinfjorden st. T1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	-	1
Håsteinfjorden st. T2	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0
Håsteinfjorden st. T3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-	0

Kriteriene for badevannskvalitet er definert som følger:

- < 100: Eget
- 100-1000: Mindre eget
- >1000: Ikke eget

Ifølge kriteriene for badevannskvalitet (Baalsrud, 1994) er alle målingene på ovennevnte stasjoner innenfor kategorien eget for bading.

3.1.2. Gruntvannssamfunn

Kvantitative rammeregistreringer i strandsonen

På de 5 stasjonene som ble undersøkt ble det i de kvantitative rammeregistreringene totalt funnet 47 arter, fordelt på 15 dyr og 32 alger. Flest arter, 22 alger og 13 dyr, ble registrert på stasjon G3 Grønningen (tabell 3.1.2-1), og færrest arter, 6 alger og 3 dyr, ble funnet på stasjon G5 Vistnestangen nivå a, på fastlandet rett øst av G3. Alle arter med %-forekomst er gitt i tabell 3.1.2-2.

Tabell 3.1.2-1. Antall arter funnet i rammeregistreringer i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden undersøkt i september 1995.

	Fjøløy	Alstein	Grønningen	Tungenes	Vistnes	nivå a	nivå b
	G1	G2	G3	G4	G5	G5a	G5b
Antall arter	16	26	35	20	18	9	16
Antall alger	9	19	22	13	14	6	12
Antall rød	5	10	10	7	11	3	10
Antall brun	2	6	6	2	3	3	2
Antall grønn	2	3	6	4	0	0	0
Antall dyr	7	7	13	7	4	3	4
Antall filter	2	6	7	3	3	2	3
Antall rov	1	0	1	1	0	0	0
Antall herb	4	1	5	3	1	1	1

Tabell 3.1.2-2. Prosent frekvens forekomst av arter i rammeregistreringer på 5 stasjoner i Håsteinfjorden undersøkt 18. 20. september 1995. Algeklasser: ab=brunalger, ag=grønnalger og ar=rødalger. Dyr: df=filtrerere, dh=algspisere, dr=rovdyr.

	Taxa	G1	G2	G3	G4	G5	G5a	G5b
ab	Ectocarpus sp.		3,33					
ab	Elachista fucicola			3,33				
ab	Fucus juv.	6,67		43,3		10	13,3	6,67
ab	Fucus serratus		3,33	3,33				
ab	Fucus vesiculosus			23,3		1,67	3,33	
ab	Himantalia elongata				18,2			
ab	Laminaria digitata		10					
ab	Laminaria juv		3,33					
ab	Petalonia fascia		6,67	3,33				
ab	Petroderma maculiforme	23,3	6,67	26,7	63,6	6,67	3,33	10
ag	Chaetomorpha capillaris			16,7	36,4			
ag	Cladophora rupestris		43,3	6,67				
ag	Cladophora sp.			3,33	9,09			
ag	Enteromorpha sp.	3,33	10	76,7				
ag	Grønt i skall	6,67			63,6			
ag	Spongomorpha sp.		10	63,3	9,09			
ag	Ulva lactuca			13,3				
ar	Audouiniella sp.		3,33					
ar	Bonnemaisonia hamifera: sporp.				9,09			
ar	Callithamnion arbuscula					10	6,67	13,3
ar	Ceramium rubrum		3,33	10	27,3	20	40	
ar	Ceramium shuttleworthianum	3,33	73,3			6,67		13,3
ar	Ceramium strictum			20		50		100
ar	Corallina officinalis		50	66,7	27,3	13,3		26,7
ar	Coralliniacea indet.		80	63,3	45,5	6,67		13,3
ar	Cruoria pellita		3,33			1,67		3,33
ar	Hildenbrandia rubra	100	63,3	50	54,5	85	90	80
ar	Laurencia pinnatifida				18,2			
ar	Mastocarpus stellata	6,67	26,7	73,3		18,3		36,7
ar	Nemalion helminthoides	6,67		13,3		5		10
ar	Palmaria palmata		6,67		9,09			
ar	Polysiphonia brodiaei			10		1,67		3,33
ar	Polysiphonia urceolata			3,33				
ar	Porphyra umbilicalis	3,33	3,33	6,67				
df	Actinia sp.		6,67	16,7	63,6	1,67		3,33
df	Actinide - orange			3,33				
df	Balanus balanoides	100	66,7	76,7	90,9	100	100	100
df	Clava squamata		10	3,33				
df	Hydroida indet.		3,33	3,33				
df	Laomedea sp.		6,67					
df	Mytilus edulis				100	98,3	100	96,7
df	Mytilus edulis juv.	16,7	90	96,7				
df	Sagartiidae indet.			3,33				

(tab. 3.1.2-2 - forts. n. s.)

(tab. 3.1.2-2 - forts.)

	Taxa	G1	G2	G3	G4	G5	G5a	G5b
dh	cf. <i>Acmaea</i> sp.	6,67						
dh	<i>Littorina</i> juv.	53,3		6,67	54,5			
dh	<i>Littorina littorea</i>	3,33			45,5			
dh	<i>Littorina obtusata</i>			6,67				
dh	<i>Littorina saxatilis</i>			3,33				
dh	<i>Patella vulgata</i>	10	30	6,67	81,8	16,7	3,33	30
dh	<i>Patina pellucida</i>			3,33				
dr	<i>Nucella lapillus</i>	3,33		26,7	36,4			

Semikvantitative strandsonundersøkelser

Med bakgrunn i det begrensede arealet som blir undersøkt i en rammeregistrering, ble det i tillegg foretatt en semikvantitativ strandsonregistrering på linje med øvrige strandsonundersøkelser i de andre fjordområdene (unntatt på stasjon G2). Resultatet fra denne registreringen er vist i tabell 3.1.2-3 (alger) og tabell 3.1.2-4 (dyr).

Tabell 3.1.2-3. Alger registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden undersøkt ved semikvantitative undersøkelser 19. - 20. september 1995. Mengde er angitt etter skala: e=enkeltfunn, s=spredt, v=vanlig og d=dominerende. Algeklasser: ab=brunalger, ag=grønnalger og ar=rødalger.

Datoer (1995):		20.9.	19.9.	20.9.	19.9.
Stasjonsnavn:		Fjøløy/Svartskjær			
		Grønningen			
		Tungenes			
		Vistnestangen			
TAXA	Stasjonsnr:	G1	G3	G4	G5
ab Elachista fucicola			s		
ab Fucus juv.		s	v	e	s
ab Fucus serratus		d	s	s	
ab Fucus vesiculosus		e	v		
ab Himanthalia elongata		s		d	s
ab Laminaria digitata			d		
ab Petalonia fascia			e		
ab Petroderma maculiforme		v	s	v	s
ab Brune knotter		s			
ab Fucus cf. spiralis		v			
ag Chaetomorpha capillaris			s	d	e
ag Cladophora sp.				e	
ag Cladophora rupestris		v	s	v	e
ag Enteromorpha intestinalis		s	v		v
ag Spongomorpha spp.			d	s	
ag Ulothrix/Urospora sp.			v		
ag Ulva lactuca		s	s		s
ag Grønt i skall		s		v	
ar Ahnfeltia plicata		s			
ar Callithamnion arbuscula					s
ar Ceramium sp.			s		
ar Ceramium rubrum			s	d	
ar Ceramium shuttleworthianum					e
ar Ceramium strictum		s			v
ar Chondrus crispus					e
ar Coralliniacea indet.		v	v	d	v
ar Corallina officinalis		v	d	v	v
ar Cruoria pellita					e
ar Hildenbrandia rubra		d	v	s	v
ar Laurencia pinnatifida				s	
ar Mastocarpus stellata		v	d		v
ar Nemalion helminthoides		v	s		
ar Palmaria palmata				e	
ar Polysiphonia brodiaei			s		e
ar Polysiphonia urceolata		s	s	s	s
ar Porphyra umbilicalis			s		d
ar Polysiphonia violacea			s	s	
ar Bonnemaisonia hamifera: sporofytt.				s	

Tabell 3.1.2-4. Dyr registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden undersøkt ved semikvantitative undersøkelser 19. -20. september 1995. Mengde er angitt etter skala: e=enkeltfunn, s=spredt, v=vanlig og d=dominerende. Fødekategorier: db=algspisere, df=vannfiltrerere og dr=rovdyr.

		Datoer (1995):			
		20.9.	19.9.	20.9.	19.9.
TAXA		Stasjonsnavn: Fjøløy/Svartskjær			
		Grønningen			
		Tungenes			
		Vistnestangen			
Stasjonsnr:		G1	G3	G4	G5
db	Idothea spp.	s			
db	Littorina juv.			d	
db	Littorina littorea		s	v	s
db	Littorina obtusata				e
db	Littorina saxatilis		e		s
db	Patina pellucida	s	e	e	
db	Patella vulgata	v	v	d	d
df	cf. Acmaea sp.	e			
df	actinide - orange	e	s		e
df	actinide - grå/grå-hvit		s		
df	Actinia equina			v	
df	Balanus balanoides	d	d	d	d
df	Clava multicornis	s	e		
df	Dynamena pumila	v			
df	Electra pilosa	s			
df	Hydroida indet.	s			
df	Laomedea sp.	s			
df	Mytilus edulis	s		s	v
df	Mytilus edulis juv.		v		
df	Tubularia indivisa	s			
dr	Nucella lapillus	v	v	v	v

Tareskogundersøkelser

Stasjon G1 Fjøløy

På stasjon G1 Fjøløy ble det i alt registrert 30 arter på bunnen i tareskogen og 32 arter som epifytter på tarestilkene. Det ble i alt undersøkt 5 parallelle ruter i tareskogen, og antallet arter på bunnen varierte mellom 6 og 20 (snitt = 14), vedleggsrapport, kapittel 7.2-1. I gjennomsnitt vokste det 14 store planter av stortare pr. m² (mellom 8 og 20), 12 middels store (mellom 4 og 20) og 30 små planter (mellom 0 og 60) pr. m². På tarestilkene varierte antall epifyttiske arter mellom 14 og 20 arter (snitt = 17).

Stasjon G2 Alstein

På stasjon G2 Alstein ble det i alt registrert 27 arter på bunnen i tareskogen og 18 arter som epifytter på tarestilkene, vedleggsrapport kapittel 7.2-2. Det ble i alt undersøkt 7 parallelle ruter i tareskogen, og antallet arter på bunnen varierte mellom 10 og 16 (snitt = 13). I gjennomsnitt vokste det 13 store planter av stortare pr. m² (mellom 4 og 20), 9,7 middels store (mellom 0 og 60) og 35 små planter (mellom 20 og 72) pr. m². På tarestilkene varierte antall epifyttiske arter mellom 5 og 11 arter (snitt = 6,7).

Stasjon G3 Grønningen

På stasjon G3 Grønningen ble det i alt registrert 22 arter på bunnen i tareskogen og 20 arter som epifytter på tarestilkene, vedleggsrapport kapittel 7.2-3. Det ble i alt undersøkt 5 parallelle ruter i tareskogen, og antallet arter på bunnen varierte mellom 10 og 13 (snitt = 12). I gjennomsnitt vokste det 30 store planter av stortare pr. m² (mellom 20 og 44), 10 middels store (mellom 4 og 16) og 13 små planter (mellom 4 og 24) pr. m². På tarestilkene varierte antall epifyttiske arter mellom 12 og 16 arter (snitt = 14).

Stasjon G4 Tungenes

På stasjon G4 Tungenes ble det i alt registrert 31 arter på bunnen i tareskogen og 26 arter som epifytter på tarestilkene, vedl.rapp. kap. 7.2-4. Det ble i alt undersøkt 5 parallelle ruter i tareskogen, og antallet arter på bunnen varierte mellom 13 og 23 (snitt = 16). I gjennomsnitt vokste det 24 store planter av stortare pr. m² (mellom 12 og 36). Det ble ikke registrert småplanter innenfor de undersøkte rutene. På tarestilkene varierte antall epifyttiske arter mellom 14 og 21 arter (snitt = 17).

Stasjon G5 Vistnes

På stasjon G5 Vistnes ble det i alt registrert 25 arter på bunnen i tareskogen og 16 arter som epifytter på tarestilkene, vedleggsrapport kapittel 7.2-5. Det ble i alt undersøkt 5 parallelle ruter i tareskogen, og antallet arter på bunnen varierte mellom 11 og 15 (snitt = 13). I gjennomsnitt vokste det 26 store planter av stortare pr. m² (mellom 20 og 44), 2,4 middels store (mellom 0 og 8) og 8 små planter (mellom 0 og 24) pr. m². På tarestilkene varierte antall epifyttiske arter mellom 9 og 14 arter (snitt = 11).

3.1.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Beskrivelser av grabbprøvene er vist i kapittel 7.3-1 i vedleggsrapport.

Bløtbunnsfauna

De viktigste faunaparametre for hver stasjon i 1995 og fra utvalgte tidligere undersøkelser er vist i tabell 3.1.3-1. Individuttall pr. 0.5 m² av de vanligste arter/taksa på hver stasjon er vist i tabell 3.1.3-2 - tabell 3.1.3-11. De detaljerte artslistene for hver enkelt grabbprøve, samlet for hver stasjon i 1995 er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.3-10 - kapittel 7.3-19).

Tabell 3.1.3-1. Faunaparametre i Håsteinfjorden 1989 (Stokland 1992), sammenlignet med resultatene i 1995. N=individuttall; S=artstall; H og ES₁₀₀ = artsmangfold; AI = indikatorartsindeks.

Stasjon	1989					1995				
	N	S	H	ES ₁₀₀	AI	N	S	H	ES ₁₀₀	AI
HB1	655	56	4.17	25.10	8.22	3574	75	3.29	18.55	7.81
HB2	652	57	4.51	28.76	8.16	2803	96	3.63	20.78	7.98
HB3	470	92	5.02	42.13	7.55	2299	149	4.55	33.88	7.84
HB4	376	76	5.21	40.26	7.65	1655	98	4.36	28.49	8.02
HB5	692	89	4.59	34.56	7.25	1541	153	5.36	41.74	7.08
HB6	455	45	2.55	20.31	6.96	1581	99	5.21	37.53	6.97
HB7	825	68	3.98	27.41	7.66	2168	101	4.18	26.57	7.66
HB8	516	41	2.83	20.58	7.33	3280	115	3.94	23.78	7.98
HB9 (28m)						1263	93	5.32	39.72	6.92
HB9 (48m) ¹	690	94	5.13	40.63	7.08	428	72	5.31	41.43	6.77

¹ Bare én grabbprøve i 1995

Tabell 3.1.3-2. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB1 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	74	589
Cirratulidae (Polychaeta)	2	272
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	156	1329
<i>Myriochele oculata</i> (Polychaeta)	1	553

Tabell 3.1.3-3. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB2 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	113	243
Cirratulidae (Polychaeta)	1	461
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	84	359
<i>Myriochele oculata</i> (Polychaeta)	18	965

Tabell 3.1.3-4. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB3 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
Cirratulidae (Polychaeta)	108	161
<i>Myriochele oculata</i> (Polychaeta)	0	812
Ampharetidae (Polychaeta)	112	451

Tabell 3.1.3-5. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB4 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	25	407
Cirratulidae (Polychaeta)	49	311
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	18	183
<i>Myriochele oculata</i> (Polychaeta)	0	123

Tabell 3.1.3-6. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB5 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Paradoneis lyra</i> (Polychaeta)	9	232
Ampharetidae (Polychaeta)	212	151
Sabellidae (Polychaeta)	17	320

Tabell 3.1.3-7. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB6 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	295	136
<i>Myriochele oculata</i> (Polychaeta)	1	203
<i>Amaeana trilobata</i> (Polychaeta)	0	115

Tabell 3.1.3-8. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB7 i 1989 og 1995

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	23	359
Cirratulidae (Polychaeta)	243	845

Tabell 3.1.3-9. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB8 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989:	1995:
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	31	682
Cirratulidae (Polychaeta)	53	572
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	295	258
<i>Myriochele oculata</i> (Polychaeta)	4	833

Tabell 3.1.3-10. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon HB9 i 1989 og 1995.

Art/takson:	1989 (48m):	1995 (48m) ² :	1995 (28m):
Anthozoa	12	215	166
<i>Paradoneis lyra</i> (Polychaeta)	19	230	39
Sabellidae (Polychaeta)	42	125	122
Polyplacophora	169	110	1

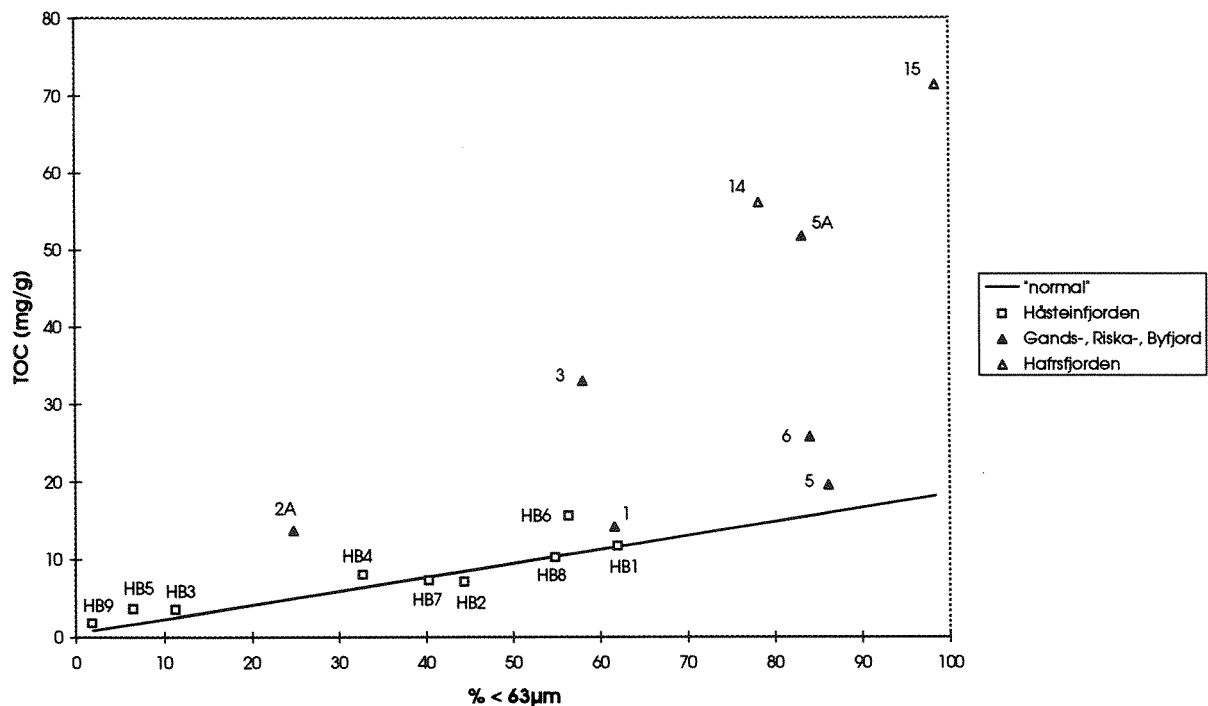
² Omregnet fra 0.1 m² til 0.5 m²

Tabell 3.1.3-11. Individtall (pr. 0.5 m²) av *Myriochele* spp i Håsteinfjorden i 1989 og 1995.

Stasjon:	1989:	1995:
HB1	1	553
HB2	18	965
HB3	0	816
HB4	0	123
HB5	1	52
HB6	1	203
HB7	1	14
HB8	4	833
HB9 48m	26	90 ³

Sedimentets finhet og innhold av organisk materiale

Normaliserte verdier av totalt organisk karbon (TOC₆₃) er vist i tabell 3.1.3-12. Der er også sedimentets tørrstoffinnhold (%TS), %<63µm, TOC, TN, og forholdet TOC/TN vist. Linjen i figur 3.1.3-1 viser "normallinjen" basert på et stort antall prøver tatt langs kysten av Sør-Norge (Aure og medarb., 1993). Resultatene fra undersøkelsene rundt Stavangerhalvøya i 1995 er plottet i samme figur.



³ Omregnet fra 0.1 m² til 0.5 m²

Figur 3.1.3-1. Plott av totalt organisk karbon (TOC) mot sedimentets innhold av finstoff (<math>\%<63\mu\text{m}</math>)

Tabell 3.1.3-12. Sedimentets tørrstoffinnhold (%TS), innhold av finstoff (silt og leire) (<math>\%<63\mu\text{m}</math>), totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN), forholdet mellom karbon og nitrogen (TOC/N), normalisert TOC (TOC₆₃) i Håsteinfjorden.

Stasjon:	TS %:	<math><63\mu\text{m}</math> %:	TOC mg/g:	TN mg/g:	TOC/TN:	TOC ₆₃ mg/g:
HB1	50.1	62.00	11.7	1.6	7.3	18.5
HB2	54.2	44.40	7.1	1.1	6.5	17.1
HB3	71.1	11.33	3.5			19.5
HB4	52.7	32.75	8.0	1.3	6.2	20.1
HB5	58.0	6.53	3.6			20.4
HB6	47.1	56.38	15.6	2.5	6.2	23.5
HB7	58.4	40.31	7.2	1.1	6.5	17.9
HB8	51.0	54.80	10.2	1.6	6.4	18.3
HB9	72.6	1.85	1.8			19.5

3.1.4. Miljøgifter i organismer

Metallinnhold i tang

På de fem stasjonene for registreringer av gruntvannsorganismer ble det samlet inn *Fucus serratus* (sagtang) til metallanalyser i uke 38 i 1995. Algeprøvene ble analysert på krom, nikkel, kobber, sink, kadmium, kvikksølv og bly. Resultatene fra metallanalysene foreligger i tabell 3.1.4-1.

Metallinnhold i strandsnegl, taskekrabbe, reker og torsk (muskel og lever)

Strandsnegl og taskekrabbe ble samlet inn fra de samme områder som sagtang, mens torsk og reker ble trålet fra dypere partier i Håsteinfjorden høsten 1995. De samme syv metaller analysert i sagtang ble også analysert i faunaprøvene. Tabell 3.1.4-2 viser resultatene for strandsneglprøvene.

Resultatene for taskekrabbe, torsk og reker finnes i tabell 3.1.4-3.

Tabell 3.1.4-1. Metallanalyser av sagtang på fem lokaliteter i Håsteinfjorden, september 1995.
Resultatene er oppgitt i µg/g tørrvekt.

Enhet:	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Stasjonsnr.:	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
G1	1.58	0.10	1.90	0.007	3.65	0.17	69.4
G2	1.67	0.16	1.75	0.009	4.83	0.36	90.7
G3	1.52	0.32	1.99	0.007	5.28	0.19	71.2
G4	0.83	0.05	1.25	<0.005	1.78	0.23	47.0
G5	1.15	0.17	1.14	0.006	2.42	0.40	48.5

Tabell 3.1.4-2. Metallanalyser av strandsnegl på fem lokaliteter i Håsteinfjorden, september 1995.
Resultatene er oppgitt i µg/g våtvekt.

Enhet:	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni
Stasjonsnr.:	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
G1	0.01	0.34	0.14	16.2	18.4	0.11	0.81
G2	0.02	0.34	0.19	16.3	18.0	0.10	1.01
G3	0.02	0.28	0.15	13.8	17.9	0.21	0.67
G4	<0.01	0.30	0.13	13.2	18.9	0.08	0.66
G5	0.02	0.34	0.21	19.8	18.9	0.19	0.66

Tabell 3.1.4-3. Metallanalyser av taskekrabbe, torsk og reker fra Håsteinfjorden, oktober/november 1995. Resultatene er oppgitt i µg/g våtvekt.

Enhet:		Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	Cr	Hg
	Stasjonsnr.:	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Krabbesmør	G1	2.99	0.03	48.4	0.19	30.0	0.06	0.084
"	G2	2.17	0.03	31.1	0.29	35.6	0.05	0.090
"	G3	2.38	<0.03	28.7	0.25	41.2	0.04	0.071
"	G4	2.14	0.06	24.2	0.23	33.6	0.04	0.082
"	G5	1.49	0.03	37.7	0.35	28.7	0.04	0.075
Klokjøtt	G4	0.003	<0.03	9.9	<0.05	84.2	0.02	0.098
"	G5	0.003	<0.02	10.2	0.03	88.9	0.02	0.129
Reker		0.006	<0.02	2.5	<0.03	12.2	<0.02	0.034
Torskefilét		<0.002	<0.02	0.2	<0.03	3.6	<0.02	0.058
Torskelever		0.022	<0.03	2.5	<0.05	18.5	0.09	0.034

Innhold av organiske miljøgifter i strandsnegl, taskekrabbe, reker og torsk (muskel og lever)

Til analyser av organiske miljøgifter er det brukt de samme vevsprøver som for metall-analysene. Det er analysert på polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), inkludert komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper (KPAH), oljerelaterte forbindelser (naftalener og disykliske stoffer), PCB, DDT, HCB, HCH og andre klorerte forbindelser, samt EPOCI. Resultater fra disse analysene finnes i vedleggsrapport kapittel 7.4.1 - 7.4.8.

3.1.5. Miljøgifter i sedimenter

Tabell 3.1.5-1 viser verdiene for miljøgifter i sediment i Håsteinfjorden i 1995, med sum-verdier for komponentene i PAH, PCB og DDT (7PCB = Sum 7 Dutch PCB). Enkeltkomponentene i disse stoffgruppene er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.5-3 og kapittel 7.5-5). Tilstandsklassifisering på basis av miljøgiftkonsentrasjonene er vist i tabell 3.1.5-4. Utvalgte resultater fra tidligere undersøkelser er vist i tabell 3.1.5-2. I tabell 3.1.5-3 er det gjort en relativ sammenligning av resultatene fra 1995 med resultater fra tidligere undersøkelser. For sammenligning av 1995-resultatene med 1989-resultatene, er 1995-resultatene brukt både som konsentrasjon i total prøve og som beregnet konsentrasjon i finfraksjonen. Sammenligningen blir mest usikker når finfraksjonens andel er liten. PAH-verdiene som ble funnet i 1989 (Stokland, 1992) viste meget stor variasjon, også på samme stasjon (Σ PAH(1), Σ PAH(2), tabell 3.1.5-2). Det er derfor bare metallverdiene som er sammenlignet med 1995.

Tabell 3.1.5-1. Tungmetaller, PAH og klorerte hydrokarboner i sedimenter i Håsteinfjorden i 1995.

Stasjon	Cd µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g	Σ PAH µg/kg	Σ PCB µg/kg	7PCB µg/kg	HCB µg/kg	Σ DDT µg/kg	EPOCI µg/kg
HB1	0.06	57	11.2	0.06	23.5	29.0	65	18434	3.7	3.1	0.1	0.4	1300
HB2	0.07	65	12.9	0.06	24.1	33.5	70	6020	1.9	1.4	0.1	1.0	3200
HB3	0.06	26	23.8	0.13	12.5	23.0	105	1594	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	2800
HB4	0.11	48	11.2	0.05	18.3	31.1	60	17628	1.0	0.8	0.1	0.4	1200
HB5	0.11	16	6.9	0.02	6.6	27.0	43	6472	0.5	0.4	0.1	0.2	1000
HB6	0.21	50	15.6	0.08	21.8	37.2	76	15076	1.8	1.4	0.1	0.4	400
HB7	0.10	34	7.9	0.03	15.4	26.7	86	10506	0.6	0.5	0.1	0.3	1800
HB8	0.09	50	11.2	0.06	19.5	36.6	70	13677	1.4	1.0	0.1	0.4	1700
HB9	0.05	11	3.2	0.00	6.6	14.3	27	288	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	2500

Tabell 3.1.5-2. Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter i Håsteinfjorden i 1989 (Stokland, 1992).

Stasjon	Cd µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g	ΣPAH(1) µg/kg	ΣPAH(2) µg/kg	ΣPCB µg/kg	EPOCI µg/kg
HB1	<0.05	42	24	0.18	34	57	92	1800	20	40	190
HB2	<0.05	50	29	0.05	42	16	84		70		250
HB3	<0.05	39	25	0.13	35	47	98	800	23000		150
HB4	<0.05	39	24	0.07	32	52	94	700	1400		120
HB5	0.13	36	28	0.09	31	53	92	800	20		200
HB6	<0.05	30	29	0.09	27	42	78	1800	200		280
HB7	<0.05	33	18	0.07	26	34	71	900			30
HB8	<0.05	37	21	0.08	33	39	78	900			60
HB9	<0.05	20	31	0.14	27	47	73				

Tabell 3.1.5-3. Relativ forskjell mellom metallkonsentrasjoner i 1995 og 1989 (1995-verdi delt på viser økning. (tot): basert på verdi i total prøve; (<63): basert på beregnet verdi i finfraksjonen (<63 µm, se s. 23).

Stasjon	Grunnlag	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cr	Ni	% partikler <63µm i 1995
HB1	1995(tot)/1989		0.5	0.3	0.5	0.7	1.4	0.7	
HB1	1995(<63)/1989		0.8	0.5	0.8	1.1	2.2	1.1	62
HB2	1995(tot)/1989		0.4	1.2	2.1	0.8	1.3	0.6	
HB2	1995(<63)/1989		1.0	2.7	4.7	1.9	2.9	1.3	44
HB3	1995(tot)/1989		1.0	1.0	0.5	1.1	0.7	0.4	
HB3	1995(<63)/1989		8.4	8.8	4.3	9.5	5.9	3.2	11
HB4	1995(tot)/1989		0.5	0.7	0.6	0.6	1.2	0.6	
HB4	1995(<63)/1989		1.4	2.2	1.8	1.9	3.8	1.7	33
HB5	1995(tot)/1989	0.8	0.2	0.2	0.5	0.5	0.4	0.2	
HB5	1995(<63)/1989	12.9	3.8	3.4	7.8	7.2	6.8	3.3	7
HB6	1995(tot)/1989		0.5	0.9	0.9	1.0	1.7	0.8	
HB6	1995(<63)/1989		1.0	1.6	1.6	1.7	3.0	1.4	56
HB7	1995(tot)/1989		0.4	0.4	0.8	1.2	1.0	0.6	
HB7	1995(<63)/1989		1.1	1.1	1.9	3.0	2.6	1.5	40
HB8	1995(tot)/1989		0.5	0.8	0.9	0.9	1.4	0.6	
HB8	1995(<63)/1989		1.0	1.4	1.7	1.6	2.5	1.1	55
HB9	1995(tot)/1989		0.1		0.3	0.4	0.6	0.2	
HB9	1995(<63)/1989		5.6		16.4	20.0	29.7	13.2	2

Tabell 3.1.5-4. Klassifisering av tilstand (forurensningsgrad) for miljøgifter og organisk karbon i sedimentene i Håsteinfjorden i 1995. I=god tilstand (lite forurenset), II=mindre god (moderat forurenset), III=nokså dårlig (markert forurenset), IV=dårlig (sterkt forurenset), V=meget dårlig (meget sterkt forurenset) (Rygg & Thélin, 1993). TOC-klassifiseringen følger (Rygg, 1995b).

Stasjon	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	ΣPAH	B(a)P	ΣPCB	HCB	EPOCI	ΣDDT	TOC ₆₃
HB1	I	I	I	I	I	I	I	IV ⁴	II	I	I	III	I	I
HB2	I	I	I	I	I	II	I	IV	II	I	I	IV	II	I
HB3	I	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	IV	I	I
HB4	I	I	I	I	I	II	I	IV	II	I	I	III	I	I
HB5	I	I	I	I	I	I	I	IV	II	I	I	III	I	I
HB6	I	I	I	I	I	II	I	IV	III	I	I	II	I	II
HB7	I	I	I	I	I	I	I	IV	II	I	I	III	I	I
HB8	I	I	I	I	I	II	I	IV	II	I	I	III	I	I
HB9	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	IV	I	I

3.2. Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden

3.2.1. Vannkvalitet og planteplankton

Vannutskiftning og oksygenkonsentrasjon

Vannutskiftningen i fjordsystemene Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden er beskrevet i tidligere overvåkingsrapporter (Bokn og medarb., 1986, 1987; Bokn og Molvær, 1988; Jacobson og medarb., 1986).

Vannutskiftningen i denne type fjordsystemer drives av ferskvannstilførsler, tidevann, vind og tetthetsforskjeller mellom kyst- og fjordvann. De store vannutskiftningene i terskelfjorder skjer når tyngre vannmasser (høyere salinitet eller samme salinitet, men lavere temperatur) i kystvannet drives opp over terskeldypet og strømmer inn i fjorden.

Fire måleserier i perioden juni til november 1995 er presentert som isopletdiagram for hver av fjordene. I tillegg er alle måledata samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-2, 7.1-3 og 7.1-4 (salt og temperatur), oksygen kapittel 7.1-10a og 7.1-11. Utskiftninger av dypvannet i fjordene kan observeres som en endring i temperatur, saltholdighet og/eller en økning i mengden oksygen i dypvannet.

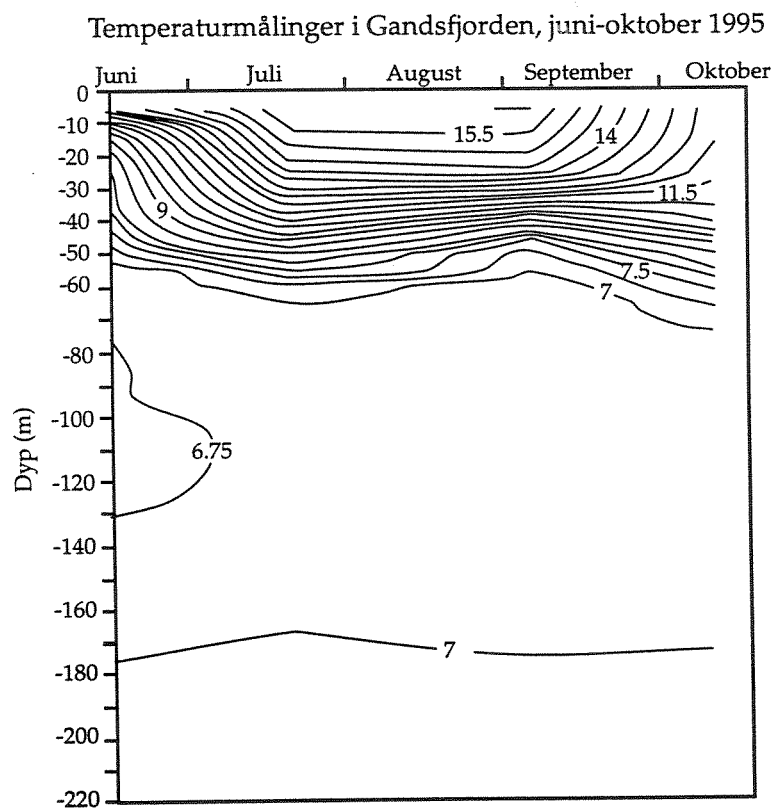
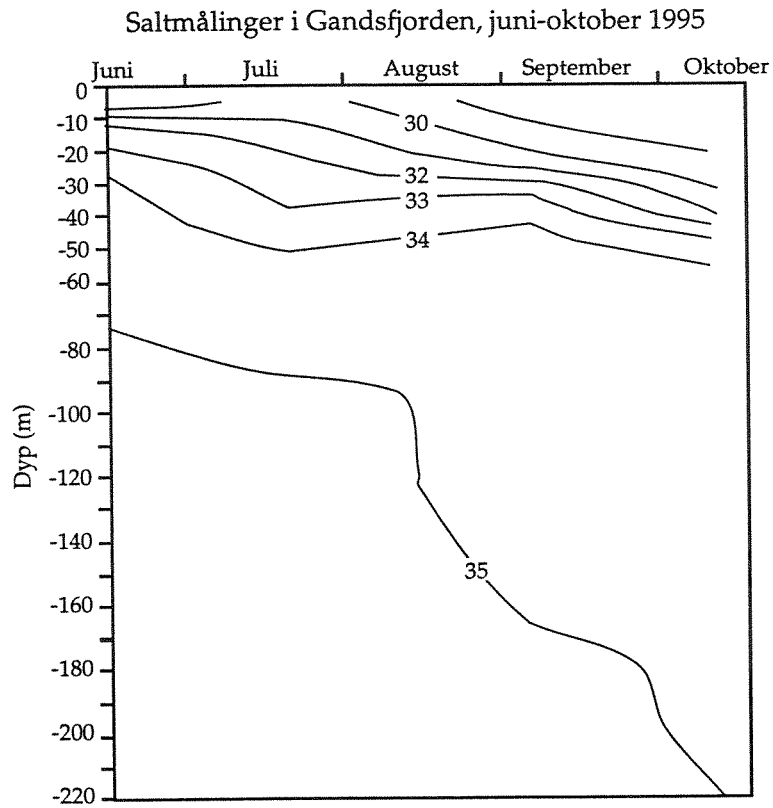
⁴ Klassifiseringen av ΣPAH forutsetter egentlig en høy prosent av forbrennings-PAH i totalkonsentrasjonen, men oljerelaterte PAH dominerte i Håsteinfjorden. For forbrennings-PAH kan derfor klassifiseringen av Håsteinfjorden være for streng, og den er usikker for oljerelaterte PAH, siden grensen for høyt diffust bakgrunnsnivå for oljerelaterte PAH er utilstrekkelig kjent. Denne kommentaren gjelder også for Hafrsfjord.

Gandsfjorden

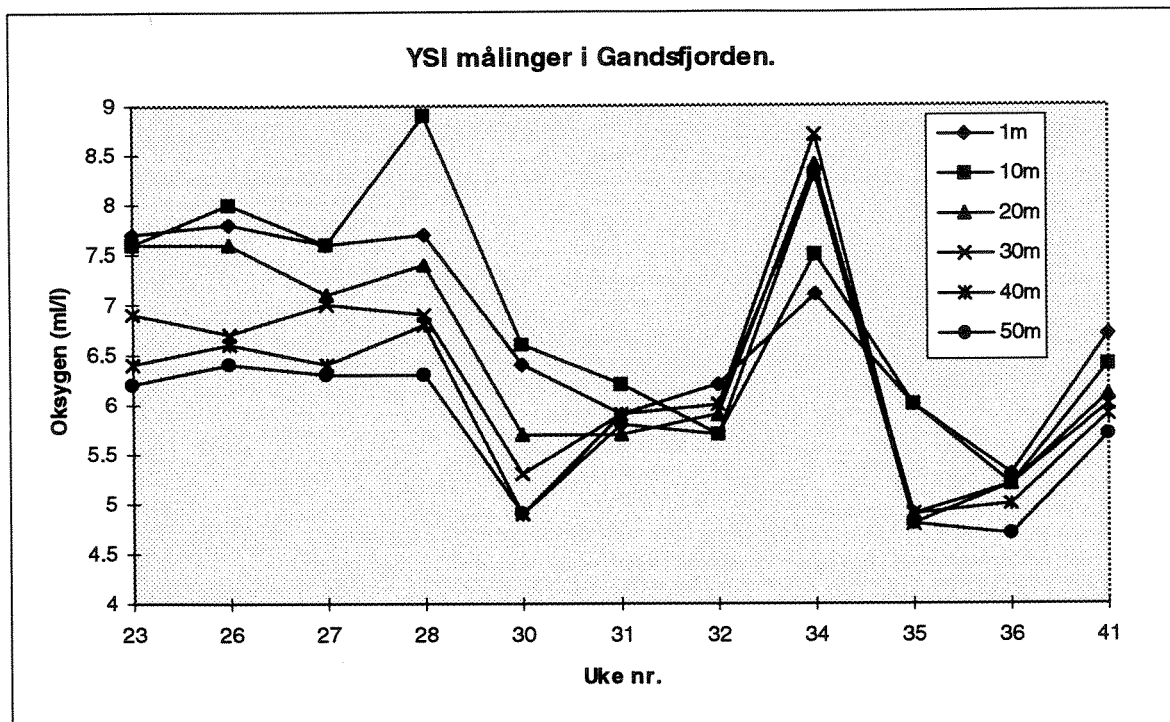
Høye oksygenverdier i vannoverflaten i første del av sommeren gjenspeiler høy algeproduksjon i vannmassene (figur 3.2.1-2).

Utskiftning av vann skjedde over terskeldypet (100 m) i september (figur 3.2.1-1). Salt- og temperaturdata er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-3. Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet reduseres raskt fra 100 meters dybde. For 150 metersdypet ble det målt konsentrasjoner i underkant av 3.5 ml/l frem til oktober, da det ble observert en økning i konsentrasjonen til ca. 4.5 ml/l, noe som kan indikere en viss innstrømning av vann over terskelen etter målingene i august. I de dypeste lagene lå oksygenverdiene hovedsakelig lavere enn 2 ml/l med verdier ned mot 0.5 ml/l for 235 meters dyp (figur 3.2.1-3). Målingene fra august indikerer en tilførsel av nytt vann til 200 meters dypet. Denne tilførselen ga ingen økning i oksygenkonsentrasjonene i 235 meters dypet. Oksygendata er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-10a og 7.1-11.

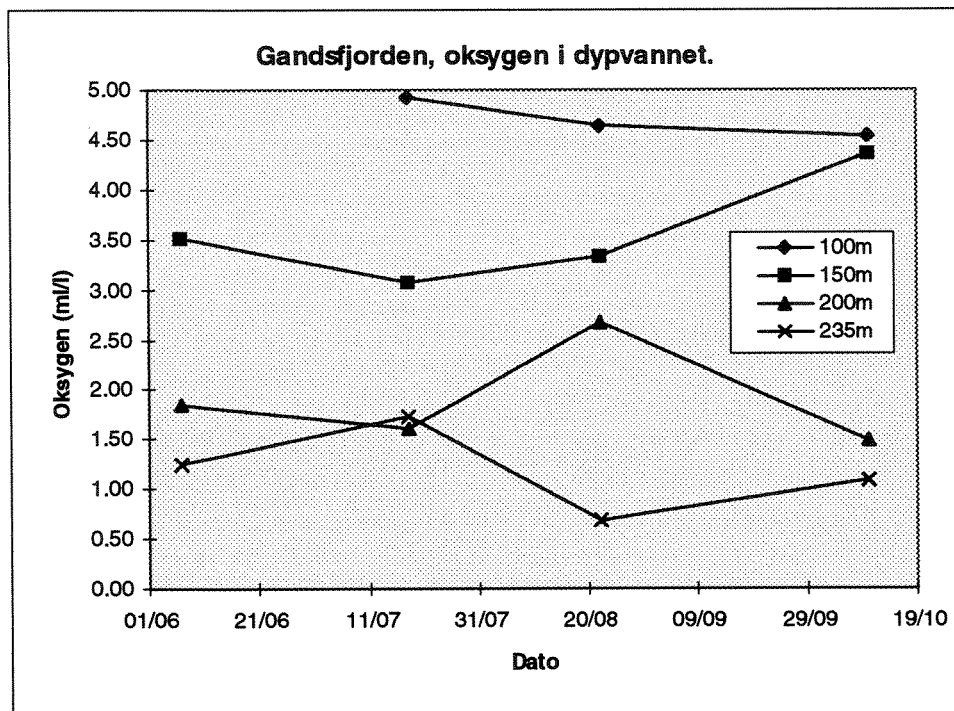
Den tilsynelatende økningen i oksygenverdier for 235 meters dyp for juli-målingen viste seg å skyldes at vannhenteren har lukket seg før den nådde det aktuelle dypet. Dette blir kontrollert ved saltanalyser av vannprøver fra hver vannhenter (se vedleggsrapport kapittel 7.1-10c). Saltanalysene av vannprøve fra denne vannhenteren viste saltverdier tilsvarende dyp mellom 165 og 200 meter.



Figur 3.2.1-1. Salt- og temperaturmålinger i Gandsfjorden, juni - oktober 1995.



Figur 3.2.1-2. Oksygenmålinger med YSI-sonde i Gandsfjorden, juni - oktober 1995 (se materiale og metode for datoer).

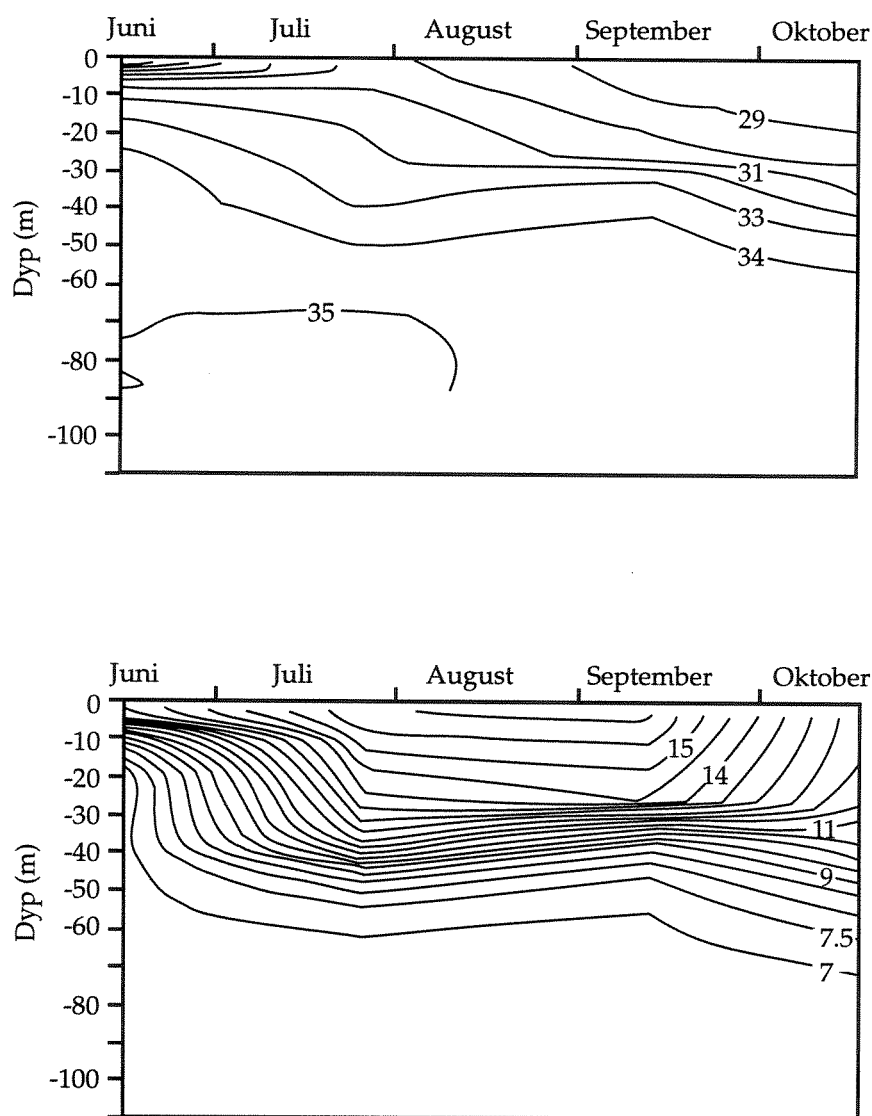


Figur 3.2.1-3. Oksygenmålinger (Winkler titrering) i Gandsfjorden, juni - oktober 1995.

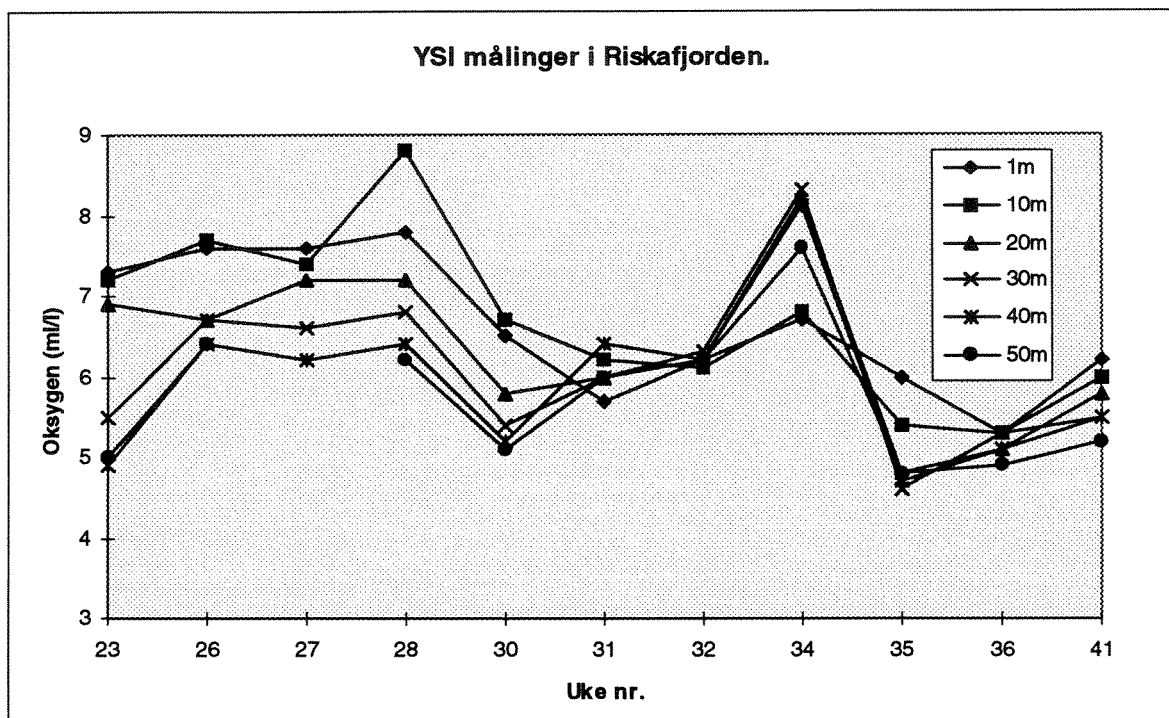
Riskafjord

Høye oksygenverdier i vannoverflaten i første del av sommeren gjenspeiler algeproduksjon i vannmassene (figur 3.2.1-5).

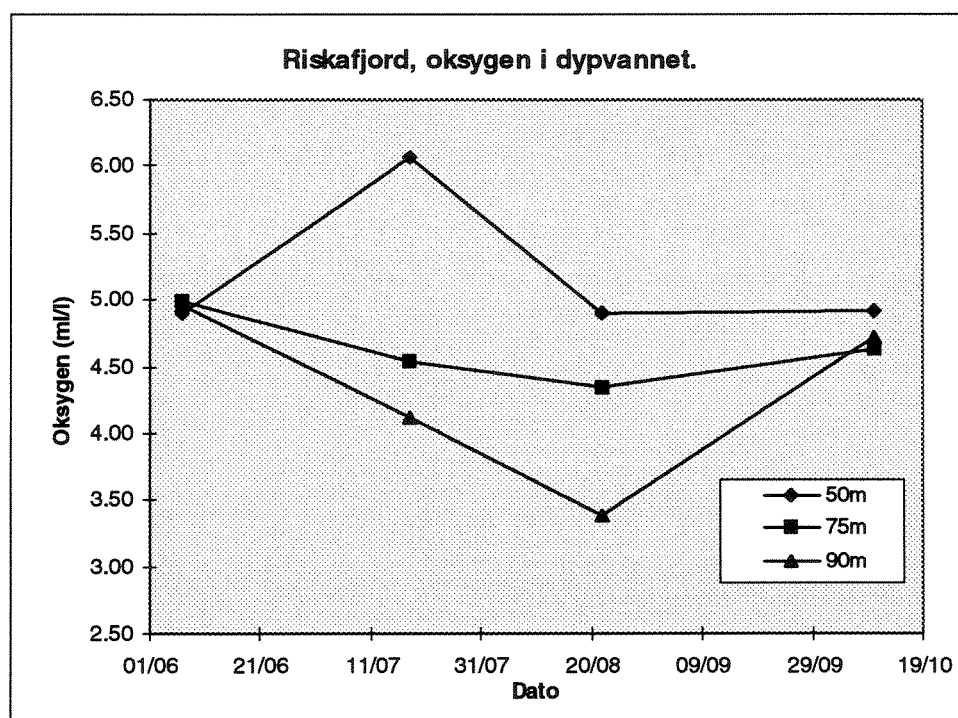
Riskafjorden er 90 meter dyp med et terskeldyp på 65 meter. I perioden mellom juli og september økte saltholdigheten i dypvannet i fjorden, noe som indikerer en utskiftning av dypvannet (figur 3.2.1-4). Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet lå mellom 4.5 og 5.0 ml/l i måleperioden (figur 3.2.1-6). Alle data for salt og temperatur er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-4, oksygendata i kapittel 7.1-10a og 7.1-11.



Figur 3.2.1-4. Salt- og temperaturmålinger i Riskafjorden, juni - oktober 1995.



Figur 3.2.1-5. Oksygenmålinger med YSI-sonde i Riskafjorden, juni - oktober 1995 (se materiale og metode for datoer).

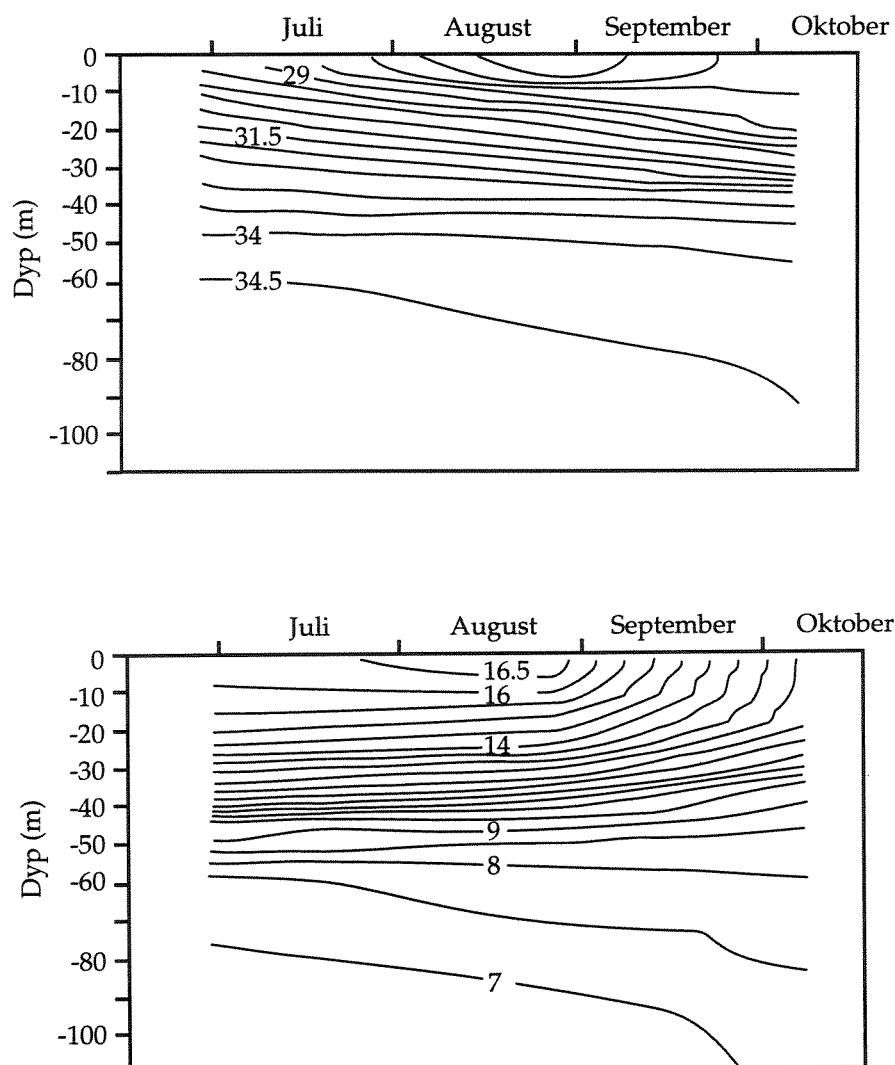


Figur 3.2.1-6. Oksygenmålinger (Winkler titrering) i Riskafjorden, juni - oktober 1995.

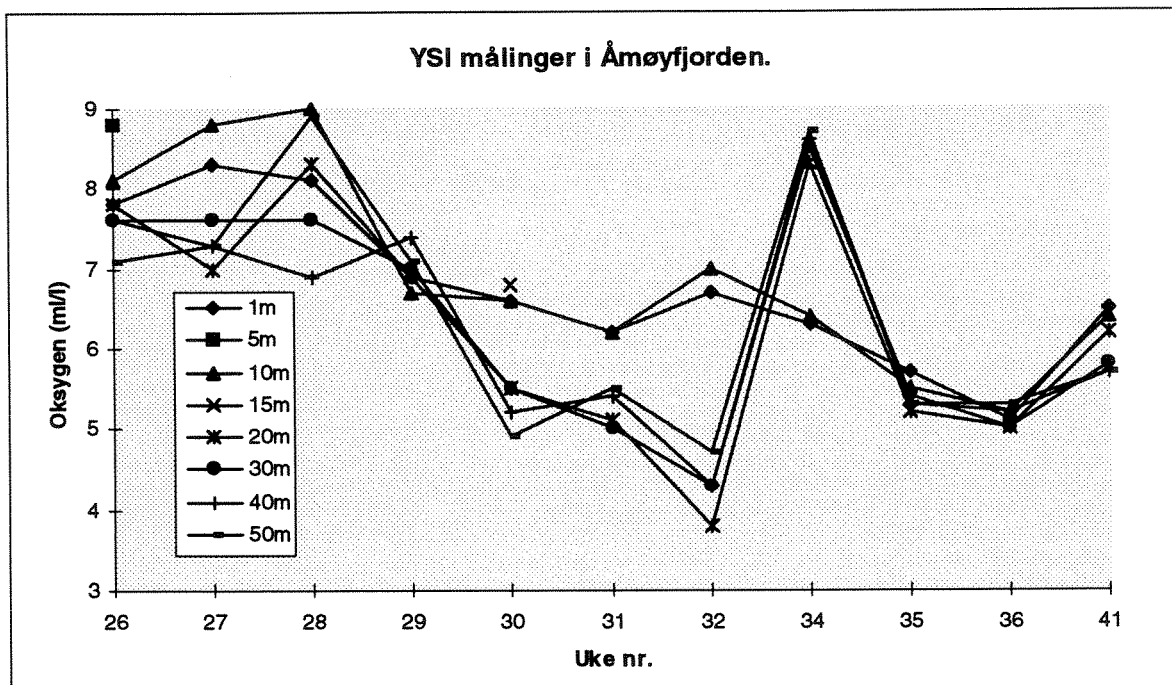
Byfjorden/Åmøyfjorden

Høye oksygenverdier i vannoverflaten i første del av sommeren gjenspeiler algeproduksjon i vannmassene (figur 3.2.1-8).

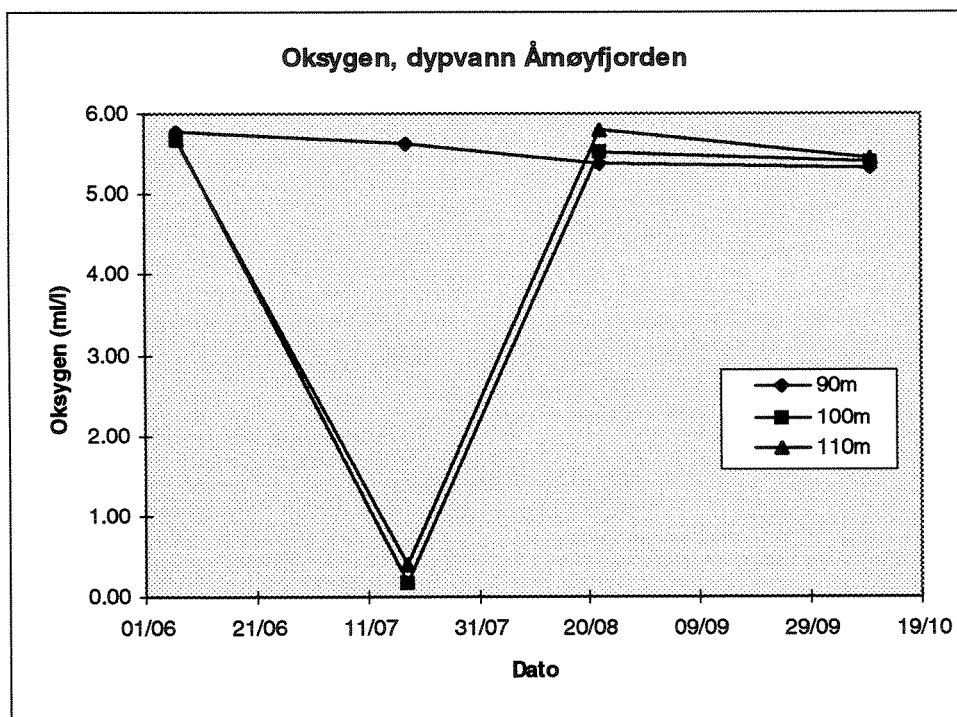
Ingen markerte episodiske utskiftninger basert på salt- og temperaturmålinger i fjorden, ble registrert i måleperioden (figur 3.2.1-7). Det ble imidlertid i forbindelse med hovedtoktet i slutten av juli observert hvit utfelling ved tilsetning av Winkler fellingsreagenser i vannprøver fra 100 og 110 meter. Dette er en tydelig indikator på lave oksygenmengder. Analysene bekreftet de lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet (figur 3.2.1-9) som var 0.18 ml/l (100 m) og 0.40 ml/l (110 m). Tilsvarende lave verdier for oksygen ble ikke påvist i august. Resultatene indikerer en stagnerende periode i tidsrommet mellom juni- og juli-toktet, etterfulgt av en utskiftning av vannet i perioden mellom juli og august. Alle salt- og temperaturdata er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-2, oksygendata i kapittel 7.1-10a og 7.1-11.



Figur 3.2.1-7. Salt- og temperaturmålinger i Åmøyfjorden, juni - oktober 1995



Figur 3.2.1-8. Oksygenmålinger med YSI-sonde i Åmøyfjorden, juni - oktober 1995 (se materiale og metode for datoer).



Figur 3.2.1-9. Oksygenmålinger (Winkler titrering) i Åmøyfjorden, juni - oktober 1995.

Planteplankton i Byfjorden

I slutten av juni dominerte diatomeen *Skeletonema costatum* i Byfjorden og Åmøyfjorden. Analysene av håvtrekkene viste at *L. danicus* fremdeles dominerte i de indre fjordområdene, men fordi det var relativt lite av denne arten i vannprøven fra de øvre to metrene, må algens maksimumskonsentrasjoner ha ligget et sted mellom to og ti meter. Også *Ceratium tripos* var en dominerende art i håvtrekket. Alle data for plankton er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-7 og 7.1-8.

I første halvdel av juli blomstret *L. danicus* opp i Åmøyfjorden, mens *Skeletonema*-blomstringen kulminerte og ble delvis erstattet av *Pseudonitzschia*. Samtidig blomstret *E. huxley*. På denne tiden begynte også ceratiene å utgjøre en større andel av algene i håvtrekkene.

Perioden fra midten av juli til midten av august var generelt preget av lite planktonalger. *Ceratium* og *Dinophysis* var de biomassemessig sett dominerende algeslektene.

I slutten av august blomstret *Ceratium furca* og var den klart dominerende arten i håvtrekket. I vannprøven ble den registrert med svært høye konsentrasjoner 24. august. I tillegg var *Dinophysis norvegica*, *Prorocentrum micans* og ulike *Protoperdinium*-arter viktige arter i sensommerplanktonet. Tidlig i september var det fremdeles mye ceratier i planktonet, og *P. micans* utgjorde en viktig del av planktonet. Det var tydelig at den øvre delen av vannmassene var tilført silikat, da vannprøvene og håvtrekkene hadde et betydelig innslag av diatomeer med relativt høy artsdiversitet.

Håvtrekkene fra oktober og november viste at ceratiene var de mest fremtredende algeartene, og som i september var andelen av *P. micans* relativt stor. Mengden flagellater var imidlertid blitt betydelig redusert på samtlige stasjoner og var nede på et vanlig vinternivå.

Gandsfjorden og Riskafjorden

Algeanalysene viste totalt sett at blomstringsartene i Gands-/Riskafjordområdet til tider ikke var de samme som Åmøyfjorden. *L. danicus* var en art som i 1995-sesongen oftest blomstret i de indre fjordområdene. Under *Emiliana*-blomstringer syntes det ikke å være noen forskjell i forekomsten mellom de indre og ytre områdene. For små flagellater var de høyeste konsentrasjonene oftest å finne i de indre fjordområdene.

Næringssalter

Næringssalter ble målt på 0 - 2 meters dyp. Resultatene er presentert som gjennomsnittlig sommerverdier (tabell 3.2.1-1). Samtlige måledata er presentert i vedleggsrapporten.

N/P forholdet

N/P-forholdet i fjordene avviker vesentlig fra 7:1 (tabell 3.2.1-1). Resultatene indikerer derfor et fosfatbegrenset system (se også kapittel 3.1.1).

Tabell 3.2.1-1. Gjennomsnittlig N/P-forhold i overflatevannet (0 - 2 m), sommer 1995.

	Tot.N:tot.P	# obs.
Gandsfjorden	21	13
Riskafjorden	23	13
Byfjorden/Åmøyfjorden	29	13

Tilstandsklasser for nærings salt

Resultater fra tidligere år er presentert i tabell 3.2.1-4. Resultatene fra denne undersøkelsen er i diskusjonskapitlet sammenlignet med resultater fra de tidligere undersøkelser. I henhold til klassifikasjonskriteriene for nærings salter (SFTs tilstandsklassifisering nr. 93:02, Rygg & Thelin, 1993) er tilstanden som følger:

Gandsfjorden

Middel sommerverdier for nærings salter i overflatevannet (0 - 2 m) i 1995 klassifiseres i klasse I - "God" (tabell 3.2.1-3).

Riskafjorden

Middel sommerverdier for nærings salter i overflatevannet (0 - 2 m) i 1995 klassifiseres i klasse I - "God" (tabell 3.2.1-3).

Byfjorden/Åmøyfjorden

Middel sommerverdier for nærings salter i overflatevannet (0 - 2 m) i 1995 klassifiseres i klasse I - "God" (tabell 3.2.1-2).

Tabell 3.2.1-2. Gjennomsnittsverdier ($\mu\text{g/l}$) i overflatevann juni - september 1995. Kolonner med romertall indikerer tilstandsklasser i henhold til SFTs tilstandsklassifisering nr. 93:02 (Rygg & Thelin, 1993).

	Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Gandsfjorden	<1	I	7.5	I	<5	I	2.3	I	155	I	13
Riskafjorden	<1	I	7.7	I	<5	I	2.3	I	177	I	13
Byfjorden/Åmøyfj.	<1	I	5.9	I	<5	i	3.2	I	168	I	13

Tabell 3.2.1-3. Gjennomsnittsverdier av næringssalter ($\mu\text{g/l}$) for a) mai - september 1985/87 (Bokn og Molvær, 1987); b) mai - september 1983 (Stokland, 1985); c) vekstsesongen 77/78 (Kjos-Hanssen & Staveland, 1979). Kolonner med romertall indikerer SFTs tilstandsklassifisering nr. 93:02 (Rygg & Thélin, 1993).

a)	Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Gandsfjorden	4.6	II	15.7	II	19.6 ¹	II	16	II	226	I	33
Byfjorden/Åmøyfj.	3.1	I	12.8 ²	II	12 ³	I	17.2	II	195	I	25

¹ 14 observasjoner; ² 18 observasjoner; ³ 5 observasjoner.

b)	Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Gandsfjorden *	2.8	I	7.3	III	6.4	I	5.8	I	246	II	8
Riskafjorden	3.3	I	17.1	III	8.9	I	7.9	I	359	III	9

* Stasjon 5C, ikke direkte sammenlignbar med stasjon 5 i denne undersøkelsen.

c)	Fosfat		Tot-P		Ammonium	Nitrat		Tot-N		# obs.
Gandsfjorden	9	III	23	III	-	28	III	233	I	
Byfjorden/Åmøyfj.	6.5	II	18.5	III	-	25	III	243	I	

Siktedyp

I juni ble det observert lave verdier for siktedyp i hele området. Utover sommeren og høsten ble det målt økende siktedyp i Byfjorden, Gandsfjorden og Riskafjorden (tabell 3.2.1-4). Alle data er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-9a.

Tabell 3.2.1-4. Minimums og maksimums siktedyp (m) i byfjordene, juni til oktober 1995.

Stasjon:		Middelverdi:	Minimum:	Maksimum:
Gandsfjorden	St.5	5.9	2.7	9.0
Riskafjorden	St.5A	5.7	4.0	14.0
Byfjorden/Åmøyfjorden	St.1	7.8	3.5	13.2

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Tabell 3.2.1-5. Badevannskvalitet sommer 1995. Antall termotabile koliforme bakterier er oppgitt pr. 100 ml vannprøve, se kapittel 3.1.1, Hygieniske forhold - badevannskvalitet.

UKE NR.														
STASJON	24	25	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	41
Riskafj. st. 5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	-	2
Byfjorden st. 2	0	23	0	0	0	3	0	0	5	14	0	1	-	19
Byfjorden st. 3	2	1	1	0	0	2	0	0	6	18	4	1	-	5

Kriteriene for badevannskvalitet er definert som følger:

- < 100: Eget
- 100-1000: Mindre eget
- >1000: Ikke eget

Ifølge kriterier (Baalsrud, 1994) for badevannskvalitet er alle målinger av vannet i fjordene innenfor kategorien eget for bading.

3.2.2. Gruntvannssamfunn

I tabell 3.2.2-1 og 3.2.2-3 er alle funn av makroskopiske alger, lav og vanlige dyr i fjæra fra ni gruntvannsstasjoner (B-stasjoner), samt seks lokale strandområder (E-stasjoner) ført opp. Opprinnelig var det et ønske om undersøkelse av 17 stasjoner i de lokale resipienter, men etter en befaring med oppdragsgiver (7. juli 1995) ble antallet redusert til syv. Under feltarbeidet i august var det ikke mulig å finne noen eget strandsone for organisme-registreringer i Jåttåvågen. Derfor ble st. B7 på Taraldsholmen på Vaulen valgt. Denne lokaliteten inngår også i hovedundersøkelsen. Totalt ble stasjonsantallet det samme som var kontraktstestet, fordi det ble lagt en ekstra stasjon (B1) på Vardeneset. Begrunnelsen for dette var å kunne sammenligne st. E6 i båthavnen Dusavika med Vardeneset, samt å se om st. B1 var influert av øket aktivitet i "Litla Dusavigå".

Algene er, som i tidligere undersøkelser i Stavangerområdet, inndelt i de tre hovedgruppene rødalger, brunalger og grønnalger. Artsantallet for hver algegruppe, samt totalsummen av arter, er ført opp for hver stasjon. Totalt for alle 15 stasjoner (9 B- og 6 E-st.) ble det registrert 78 algearter (taxa). Av dette var 39 rødalger, 27 brunalger og 12 grønnalger. Ingen av B-stasjonene utmerket seg med lav algediversitet bortsett fra st. B9 i Rovika, og ingen av lokalitetene har fått redusert artsantallet siden registreringene startet i 1976 (Bokn & Skei, 1978). Stasjon B18 i Mekjarvik skilte seg ut med øket artsantall av fastsittende alger, mens de andre lokaliteter sannsynligvis lå innenfor normal variasjon i et relativt rikt algesamfunn, se tabell 3.2.2-1.

E-stasjonene hadde gjennomsnittlig 7 færre arter (taxa) enn B-stasjonene (unntatt B9, Rovik). Det var kun lokalitetene på vest- og østsiden av Vassøy som var like frodige som en middels B-stasjon, tabell 3.2.2-1.

I tabellen er det brukt en mengdemessig gradering hvor 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og dominerende. For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenes algesamfunn, er det i tabell 3.2.2-2 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper. Detaljerte sammenligninger mellom stasjonene kan bare gjøres under relativt like fysiske betingelser som fast underlag og bølgeeksponering.

Tabell 3.2.2-1. Fastsittende algers utbredelse og mengdemessige forekomst i fjæra i By-, Gands- og Riskafjorden 18. - 29. august 1995. Kart i figur 2.2-1.

	Fjærestasjoner	B18	B16	E6	B1	B19	B17	E5	B20	E4	E3	E2	E1	B5	B7	B9
Rødalger																
Ahnfeltia plicata	havsrís	1	1		1	1			1							
Audouinella purpurea	filtrødpusling	1	1	2	2	1		2	2	2	1	2	2	2	2	2
Bonnemaisonia hamifera	rødlo	1	2			2	2	2	1	2	2			2	2	2
Callithamnion corymbosum	gaffelgrenet havpryd							2					1	2	1	1
Callophyllis laciniata	rødhånd		1													
Ceramium rubrum	vanlig røkeklo	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2
Ceramium shuttleworthianum	pigget røkeklo	2	2			2	2					3				
Ceramium spp.	røkeklo				2				2		2				2	
Chondrus crispus	krusflik					1	1	1			2		2			2
Corallina officinalis	krasing	2	2		2	2		1	2	1	1	2		2	1	
Cystodinium purpureum	fiskeløk	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Delesseria sanguinea	fagerving					1						1				
Dilsea carcosa	kjøttblad			1	1	1	1		1							
Furcellaria lumbricalis	svartkluft							1			1			2		
Hildenbrandia rubra	fjæreblood	1	1	1		1	1	3	1	1	2	1	1	2	2	2
Laurencia pinnatifida	pepperalge	1														
Lithothamnion sp.	rugl				1			2		2			2			
Mastocarpus stellatus	vorteflik	2	2		2	2	2	2	2		1	2	2	2	1	2
Membranoptera alata	smalving		2		1	2						2				
Nemalion helminthoides	rødsleipe				1	2	2					2				
Palmaria palmata	søl	2	2	2	2	2	2		2		2	2			2	
Phycodrys rubens	eikeving	1	2	1	2	2			2		1	2				
Phyllophora pseudoceranoides	krusblekke		1			2	1	2	2	1	2	2	2	3	2	2
Phyllophora truncata	hummerblekke		1	2			1	2	1	1			2	1	1	
Phymatolithon lenormandii	slettrugl	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	3	2	2	3	
Plocamium cartilagineum	kamskåring	1														
Polyides rotundus	rødkluft					1				2	1	1	1			
Polysiphonia brodiaei	penseldokke	1												1		
Polysiphonia elongata	stilkdokke						1			1						
Polysiphonia lanosa	grisetangdokke										1			2	2	
Polysiphonia sp.	dokke	1								2		1				
Polysiphonia urceolata	røddokke				1		1			1	1		1			
Polysiphonia violacea	tangdokke	2			1	1				1						
Porphyra umbilicalis	vanlig fjærehinne		2	2	2	3	3	2	2		3	1	1		3	2
Pterothamnion plumula	vanlig havdun															1
Ptilota plumosa	draugfjær	2	1		1	2										
Rhodomeila confervoides	vanlig teinebusk		1	1		1		1	1			1		1		
Rhodomeila var. lycopodioides	teinebusk		1				1									
Sp. & gen. indet		1														
Sum rødalgearter (taxa):		19	20	11	18	23	17	16	17	15	18	18	15	15	15	10
Sum rødalgearter (taxa) alle stasjoner:		39														

Tabell 3.2.2-1. - forts.

Fjærestasjoner		B18	B16	E6	B1	B19	B17	E5	B20	E4	E3	E2	E1	B5	B7	B9
Brunalger:																
Alaria esculenta	butare	2	1													
Ascophyllum nodosum	grisetang		1	2	1			1		3	2			3	2	
Chorda filum	martaum	1	2	2	2	1	1	2		2	1	1	1	2	1	1
Chordaria flagelliformis	strandtagl	2				2		1			2	2	1	1		
Desmarestia aculeata	vanlig kjerringhår	2		1												
Dictyosiphon foeniculaceus	finsveig	2				1				2						1
Dictyota dichotoma	tvebendel	3	1					1			2	2		2	1	1
Ectocarpus fasciculatus	knippesli		2	2	2	2	2	1	1		2	2	2	2	1	2
Ectocarpus siliculosus	vanlig brunsl						1	3		3			2	2	2	2
Elachista fucicola	tanglo	1	1		2	2	2		1		2	2		1		
Fucus serratus	sagtang	3	2	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3
Fucus spiralis	spiraltang	1		3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	2	3	3
Fucus vesiculosus	blæretang	2		1	3	2	1	3		2	2			2	2	2
Fucus-kimplanter		-2		-2	-2								-2			
Halidrys siliquosa	skolmetang	2	2	1	2	1	2				2	1		2	1	
Laminaria digitata	fingerare	2	3	2	3	2	3	3	2		3	3	3	3	3	3
Laminaria hyperborea	stortare	3	3		3	3	2		3			3				
Laminaria saccharina	sukkertare	1	2	2	2	2	3	2	1	3	3	3	2	2	3	2
Leathesia difformis	knuldre											1				
Litosiphon pusillus	taumtråd	2	1		2			2	2		2	1		2	2	
Pelvetia canaliculata	sauetang	1														
Petalonia fascia	vanlig brunbånd		1			1	2			2						
Ralfsia verrucosa	fjæreskorpe	2		1	1	1	1				1				1	
Saccorhiza polyschides	draugtare	2			1	2			2							
Sargassum muticum	japansk drivtang	1	1	1												
Sphacelaria cirrosa	skolmetufs	2			2									1		
Spongonema tomentosum	tvinnesli				1							2				
Stictyosiphon tortilis	langcellet brunskjegg											1				
Sum brunalgearter (taxa):		20	14	12	16	15	13	12	9	9	14	15	9	15	14	3
Sum brunalgearter (taxa) alle stasjoner:									27							
Grønnalger:																
Chaetomorpha linum	krøllhårsalge					1			1							
Chaetomorpha melagonium	laksesnøre	2	2	1	2	2	1		2							
Cladophora rupestris	vanlig grønnndusk		2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	3	2	2	
Cladophora sp.	grønnndusk		1	3	3	1	3	2	1	2	2	2	3	2	2	3
Codium fragile	pollpyrd		1	2	1	1	1	1			1	1	2	2	1	1
Enteromorpha compressa	grenet tarmgrønske		2													
Enteromorpha intestinalis	vanlig tarmgrønske	2		2	1	2		2	2		2	1	2	2	2	2
Enteromorpha linza	rysjegrønske	1	1	2	1		2	1	1			1		2	1	1
Enteromorpha sp.	tarmgrønske	1		2	1		2	2	2		2	1	2	2	2	3
Prasiola stipitata	måseggrønske				1	1	3		2		2					
Spongomorpha arcta	stor grønnndott	2			1				2							
Ulva lactuca	havsalat	1	1	1	1	1	2	2	1		1		2	2	2	2
Sum grønnalgearter (taxa):		6	7	8	10	8	8	7	10	2	7	6	6	6	7	6
Sum grønnalgearter (taxa) alle stasjoner:									12							
Sum algearter:		45	41	31	44	46	38	35	36	26	39	39	30	36	36	19
Sum algearter (taxa) alle stasjoner									78							

Tabell 3.2.2-2. Prosentfordeling av rød-, brun- og grønnalger på 15 fjærestasjoner i Gands-, Riska- og Byfjorden, august 1995.

	Fjærestasjoner	B18	B16	E6	B1	B19	B17	E5	B20	E4	E3	E2	E1	B5	B7	B9
Prosentfordeling av:																
Rødalger	R	42	49	35	41	50	45	46	47	58	46	46	50	42	42	53
Brunalger	B	45	34	39	36	33	34	34	25	34	36	39	30	42	39	16
Grønnalger	G	13	17	26	23	17	21	20	28	8	18	15	20	16	19	31
% av total algeforekomst	R								50							
	B								35							
	G								15							

Tabell 3.2.2-3. Lav og virvelløse dyrs utbredelse og mengdemessige forekomst i fjæra i By-, Gands- og Riskafjorden 18. - 29. august 1995. Kart i figur 2.2-1.

	Fjærestasjoner	B18	B16	E6	B1	B19	B17	E5	B20	E4	E3	E2	E1	B5	B7	B9
Lav og blågrønnalger																
Verrucaria maura	marebek	3	3		3	2	2	2	3	3	3	3		3	2	2
Xanthoria parietina	messinglav	2	2		1	1	1	1	3	2	2	2		2	2	1
Grågrønn lav indet.													3	2		
Cyanobakterier																
Virvelløse dyr:																
Asterias rubens	vanlig korstroll	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	2		2*	1*
Balanus balanoides	fjærerur	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2
Cancer pagurus	taskekrabbe															
Carcinus maenas	strandkrabbe									2						
Ciona intestinalis										2*						
Dynamena pumila				2	2			2			1					
Echinus esculentus	kortpigget sjøpinnsvin															
Electra/Membranipora	mosdyr	3	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2
Gibbula spp.	snegl				2				1						1	
Halichondria panicea	brødsvamp	2	1	1	2			1	2	2	2	1			2	
Littorina "saxatilis"	snegl															
Littorina littorea	strandsnegl	2						2	2	1**				2		2
Littorina obtusata	snegl					1**		2								
Metridium senile																2
Mytilus edulis	blåskjell	3*			2*	3*	3*				3*	3*			1*	
Nucella lapillus	purpurnegl						2					2				
Patella vulgata	albuesnegl	2	3		2	2	2		2		2	2		2	2	
Pomatoceros triqueter	trekantmark			1				1	1				2	1		
Spirorbis spp.	posthornmark		2	2	2	2		2		3		2	2	2	3	
Tealia fellina	fjæresjørøse			1			1	2	2	2	1		2		1	

3.2.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Beskrivelser av grabbprøvene er vist i kapittel 7.3-1 i vedleggsrapport.

Bløtbunnsfauna

De viktigste faunaparametre for hver stasjon i 1995 og fra utvalgte tidligere undersøkelser er vist i tabell 3.2.3-1. Individtall pr. 0.4 m² av de vanligste arter/taksa på hver stasjon er vist i tabell 3.2.3-2 - tabell 3.2.3-8. De detaljerte artslistene for hver enkelt grabbprøve, samlet for hver stasjon i 1995 er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.3-2 - kapittel 7.3-7).

Tabell 3.2.3-1. Faunaparametre i Gands-, Riska- og Byfjorden i 1985 (Bokn og medarb., 1986), sammenlignet med resultatene i 1995. N=individtall; S=artstall; H og ES₁₀₀ = artsmangfold; AI = indikatorartsindeks.

Stasjon	1985					1995				
	N	S	H	ES ₁₀₀	AI	N	S	H	ES ₁₀₀	AI
1	1275	65	3.25	21.2	6.94	4178	89	2.50	16.33	6.80
2A	97	36	4.78	36.5	5.61	1409	116	5.46	41.02	6.54
3	333	52	4.36	28.9	5.98	3100	49	1.41	10.92	5.70
5	81	8	0.92	9.1	5.33	167	16	2.68	13.28	6.41
5A	19	8	2.61	-	7.00	2831	32	2.15	8.17	5.87
6	986	55	3.51	22.9	7.25	3610	69	3.09	18.63	7.57

Tabell 3.2.3-2. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon 1 i 1985 og 1995.

Art/takson:	1985:	1995:
<i>Pseudopolydora</i> sp. (Polychaeta)	157	2519
Cirratulidae (Polychaeta)	179	152
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	611	669

Tabell 3.2.3-3. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon 2A i 1985 og 1995.

Art/takson:	1985:	1995:
<i>Prionospio</i> spp. (Polychaeta)	7	178
<i>Ampelisca tenuicornis</i> (Crustacea)	0	122
<i>Thyasira</i> spp. (Bivalvia)	5	119

Tabell 3.2.3-4. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon 3 i 1985 og 1995.

Art/takson	1985	1995
<i>Pholoe minuta</i> (Polychaeta)	3	131
<i>Scoloplos armiger</i> (Polychaeta)	42	70
Cirratulidae (Polychaeta)	106	105
Oligochaeta	0	2540

Tabell 3.2.3-5. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon 5 i 1985 og 1995.

Art/takson	1985	1995
<i>Thyasira</i> spp. (Bivalvia)	4	65
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	0	57
Cirratulidae (Polychaeta)	70	5

Tabell 3.2.3-6. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon 5A i 1985 og 1995.

Art/takson	1985	1995
<i>Thyasira</i> spp. (Bivalvia)	7	405
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	3	1135
<i>Pseudopolydora</i> spp. (Polychaeta)	0	965

Tabell 3.2.3-7. Individttall av de vanligste arter/taksa på stasjon 6 i 1985 og 1995.

Art/takson	1985	1995
<i>Pseudopolydora</i> sp. (Polychaeta)	64	1497
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (Polychaeta)	7	882
<i>Heteromastus filiformis</i> (Polychaeta)	440	182

Tabell 3.2.3-8. Individttall (pr. 0.5 m²) av *Myriochele* spp i Gands,- Riska- og Byfjorden i 1985 og 1995.

Stasjon:	1985:	1995:
1	1	89
2A	2	30
3	0	37
5	0	1
5A	0	11
6	0	1

Sedimenter

Normaliserte verdier av totalt organisk karbon (TOC₆₃) er vist i tabell 3.2.3-9. Der er også sedimentets tørrstoffinnhold (%TS), %<63µm, TOC, TN, og forholdet TOC/TN vist. Linjen i figur 3.1.3-1 viser "normallinjen" basert på et stort antall prøver tatt langs kysten av Sør-Norge (Aure og medarb., 1993). Resultatene fra undersøkelsene rundt Stavangerhalvøya i 1995 er plottet i samme figur.

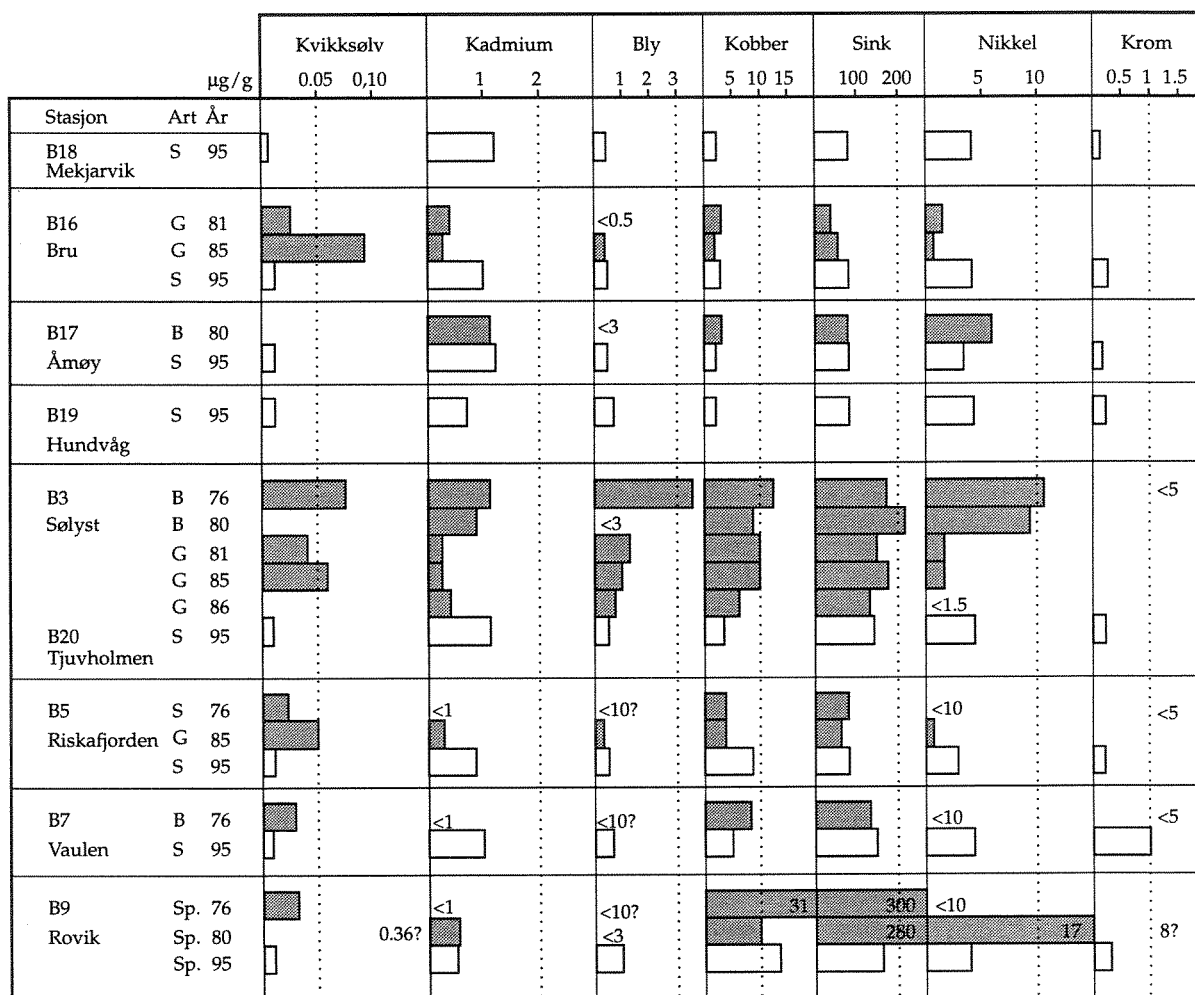
Tabell 3.2.3-9. Sedimentets tørrstoffinnhold (%TS), innhold av finstoff (silt og leire) (%<63µm), tørrstoffinnhold totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN), forholdet mellom karbon og nitrogen (TOC/N), normalisert TOC (TOC₆₃) i Gands-, Riska- og Byfjorden i 1995.

Stasjon	TS %	<63µm %	TOC mg/g	TN mg/g	TOC/TN	TOC ₆₃ mg/g
1	48.2	61.62	14.2	2.0	7.1	21.1
2A	57.3	24.80	13.7	1.2		27.2
3	37.4	58.01	33.0	3.6	9.2	40.6
5	41.3	86.13	19.6	2.5	7.8	22.1
5A	28.9	83.16	51.8	6.1	8.5	54.8
6	44.0	84.01	25.8	2.6	9.9	28.7

3.2.4. Miljøgifter i organismer

Metallinnhold i tang

På åtte av B-stasjonene, hvor gruntvannsorganismene er registrert, ble det samlet inn tang til metallanalyser. I tidligere år er alle tangartene i slekten *Fucus*, samt *Ascophyllum nodosum* (grisetang) brukt. I undersøkelsen i 1995 ble det valgt å bruke den arten som var vanlig på 14 av 15 lokaliteter, *Fucus serratus* (sagtang). På st. B9 i Rovika ble det, som i tidligere år, innsamlet *Fucus spiralis* (spiraltang). Algeprøvene ble analysert på krom, nikkel, kobber, sink, kadmium, kvikksølv og bly. Stasjonene B18 og B19 var for første gang med i et metallanalyse-program. Fra de øvrige stasjonene foreligger det data fra tidligere år, hvorav noen av de eldste resultatene kan synes litt tvilsomme. Alle resultatene fra metallanalysene i 1995 finnes i tabell 3.2.4-1, og data fra alle registreringsår er anskueliggjort i figur 3.2.4-1.



S = sagtang
G = grisetang
B = blåretang
Sp. = spiraltang

□ Analyseresultater fra 1995
■ Analyseresultater fra tidligere år

Antatt høyt bakgrunnsnivå
(Knutzen og medarbeidere 1993)

Figur 3.2.4-1. Metallinnhold i fastsittende alger fra Byfjorden, Riskafjorden og Gandsfjorden, µg/g tørrvekt. Resultatene fra 1995 er sammenlignet med data fra tidligere år (Bokn & Skei, 1978, Knutzen & Bokn, 1981, Bokn & Knutzen, 1982, Bokn & medarb., 1986, 1987).

Tabell 3.2.4-1. Metallanalyser av sagtang (spiraltang i Rovik) på åtte lokaliteter i Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, august 1995. Resultatene er oppgitt i µg/g tørrvekt.

Enhet: Stasjonsnr.:	Cd µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Ni µg/g	PB µg/g	Zn µg/g
B5 Ulsneset	0.82	0.21	7.08	0.009	2.65	0.45	92.3
B7 Taraldsholmen	1.04	0.23	4.31	0.008	3.95	1.17	162
B9 Rovik	0.41	0.27	12.8	0.010	3.34	0.79	165
B16 Bru	1.02	0.24	2.24	0.007	4.00	0.51	72.0
B17 Åmøy	1.27	0.12	2.03	0.007	3.23	0.33	75.9
B18 Mekjarvik	1.14	0.12	1.85	0.005	3.31	0.33	80.7
B19 Saltneset	0.98	0.17	1.95	0.007	3.84	0.57	88.0
B20 Tjuvholmen	1.11	0.17	2.62	0.007	4.34	0.54	120

3.2.5. Miljøgifter i sedimenter

Tabell 3.2.5-1 viser verdiene for miljøgifter i sediment i 1995, med sum-verdier for komponentene i PAH, PCB og DDT (7PCB = Sum 7 Dutch PCB). Enkeltkomponentene i disse stoffgruppene er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.5-2 og kapittel 7.5-6). Tilstandsklassifisering på basis av miljøgiftkonsentrasjonene er vist i tabell 3.2.5-4. Utvalgte resultater fra tidligere undersøkelser er vist i tabell 3.2.5-2. I tabell 3.2.5-3 er det gjort en relativ sammenligning av resultatene fra 1995 med resultater fra tidligere undersøkelser. For sammenligning av 1995-resultatene med 1985-resultatene, er 1995-resultatene brukt både som konsentrasjon i total prøve og som beregnet konsentrasjon i finfraksjonen. Sammenligningen blir mest usikker når finfraksjonens andel er liten.

Tabell 3.2.5-1. Tungmetaller, PAH og klorerte hydrokarboner i sedimenter i Gands-, Riska- og Byfjorden i 1995

Stasjon	Cd µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g	ΣPAH µg/kg	ΣPCB µg/kg	7PCB µg/kg	HCB µg/kg	ΣDDT µg/kg	EPOCI µg/kg
1	0.10	45	13.2	0.10	19.5	33.8	65	823	1.6	1.4	0.1	0.3	500
2A	0.17	37	43.3	0.67	19.5	66.4	137	8571	168.6	154.3	0.1	3.1	6100
3	0.90	126	168.0	2.94	74.7	219.0	422	15436	97.8	84.0	0.3	6.8	8600
5	0.20	119	22.1	0.17	68.2	62.8	144	940	6.5	5.9	0.1	0.6	n.d.
5A	0.60	79	48.0	0.52	32.5	145.0	203	2937	16.2	14.2	0.2	2.0	100
6	0.25	71	22.1	0.48	25.2	82.0	135	1320	16.8	15.1	0.1	3.3	3000

Tabell 3.2.5-2. Konsentrasjoner av metaller i sedimenter i Gands-, Riska- og Byfjorden i 1985 (Bokn og medarb., 1986)⁵

Stasjon	Cd µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
1	0.14	25	0.24	88	112
3	0.38	229	4.16	528	400
5	0.07	14	0.14	50	59
5A	0.23	40	0.48	159	166
6	0.09	29	0.48	96	119

Tabell 3.2.5-3. Relativ forskjell mellom metallkonsentrasjoner i 1995 og 1985 (1995-verdi delt på 1985-verdi) på stasjonene i Gands-, Riska- og Byfjorden. Verdier høyere enn 1 (uthevede tall).

(tot): basert på verdi i total prøve.

(<63): basert på beregnet verdi i finfraksjonen.

Stasjon	Grunnlag	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	%<63µm i 1995
1	1995(tot) /1985	0.71	0.53	0.42	0.38	0.58	
1	1995(<63)/1985	1.16	0.86	0.68	0.62	0.94	62
3	1995(tot) /1985	2.37	0.73	0.71	0.41	1.06	
3	1995(<63)/1985	4.08	1.26	1.22	0.71	1.82	58
5	1995(tot) /1985	2.86	1.58	1.21	1.26	2.44	
5	1995(<63)/1985	3.32	1.83	1.41	1.46	2.83	86
5A	1995(tot) /1985	2.61	1.20	1.08	0.91	1.22	
5A	1995(<63)/1985	3.14	1.44	1.30	1.10	1.47	83
6	1995(tot) /1985	2.78	0.76	1.00	0.85	1.13	
6	1995(<63)/1985	3.31	0.91	1.19	1.02	1.35	84

⁵ Stasjonskodene 3, 5 og 5A i 1985 (Bokn og medarb., 1986) er forbyttet. Konklusjonen fra undersøkelsene i 1985 skal være at Stavanger havn (stasjon 3) og ikke ytre Gandsfjorden (stasjon 5) er forurenset med tungmetaller. Tabell 3.2.5-2 viser de korrekte resultatene fra 1985.

Tabell 3.2.5-4. Klassifisering av tilstand (forurensningsgrad) for miljøgifter og organisk karbon i sedimentene i Gands-, Riska- og Byfjorden. **I**=god tilstand (lite forurenset), **II**=mindre god (moderat forurenset), **III**=nokså dårlig (markert forurenset), **IV**=dårlig (sterkt forurenset), **V**=meget dårlig (meget sterkt forurenset) (Rygg & Thélin, 1993; Rygg, 1995b).

Stasjon	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	ΣPAH	B(a)P	ΣPCB	HCB	EPOCI	ΣDDT	TOC ₆₃
1	I	I	I	I	I	II	I	II	III	I	I	III	I	I
2A	I	I	II	III	I	II	I	IV	V	IV	I	IV	III	III
3	II	II	III	III	II	III	II	IV	V	III	I	IV	III	V
5	I	II	I	II	II	II	I	II	III	II	I	I	II	II
5A	II	II	II	II	II	III	II	III	III	II	I	II	II	V
6	II	II	I	II	I	II	I	II	III	II	I	IV	III	III

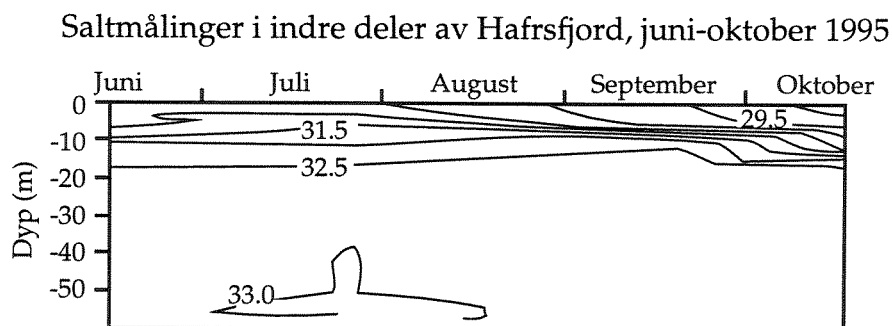
3.3. Hafrsfjord

3.3.1. Vannkvalitet og planteplankton

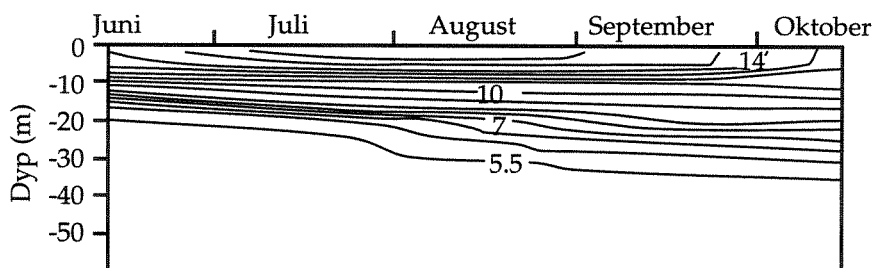
Vannutskiftning

Fire måleserier i perioden juni til november 1995 er presentert som isopletdiagram for hver av stasjonene. I tillegg er alle måledata for salt og temperatur samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-5 og 7.1-6. Utskiftninger av dypvannet i fjorden kan observeres som en endring i temperatur, saltholdighet og/eller en økning i mengden oksygen i bunnvannet.

Overvåkingsprogrammet er delt i en ytre og en indre del av Hafrsfjord. Denne fjorden består av et ytre grunt basseng (25 meter) og et indre dypere basseng (60 meter). For det ytre (H14) bassenget ble det observert innstrømning av vann til dyplaget i juni, juli, september og oktober (figur 3.3.1-1). For det indre (H15) bassenget ble det observert innstrømning av vann til dypvannet i juni, juli og september (figur 3.3.1-2). Oksygendata for oktober kan tyde på en begynnelende utskiftning av dypvannet, da det ble observert høyere oksygenverdier like over bunnen (figur 3.3.1-4). Alle oksygendata er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-10a og 7.1-11.



Temperaturmålinger i indre deler av Hafrsfjord, juni-oktober 1995

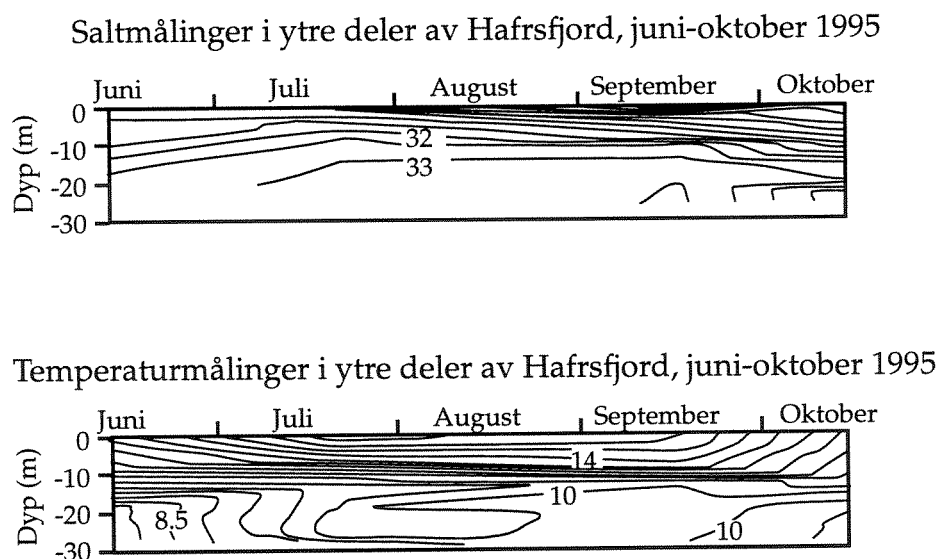


Figur 3.3.1-1. Salt- og temperaturmålinger i ytre deler av Hafrsfjord (H15), juni - oktober 1995.

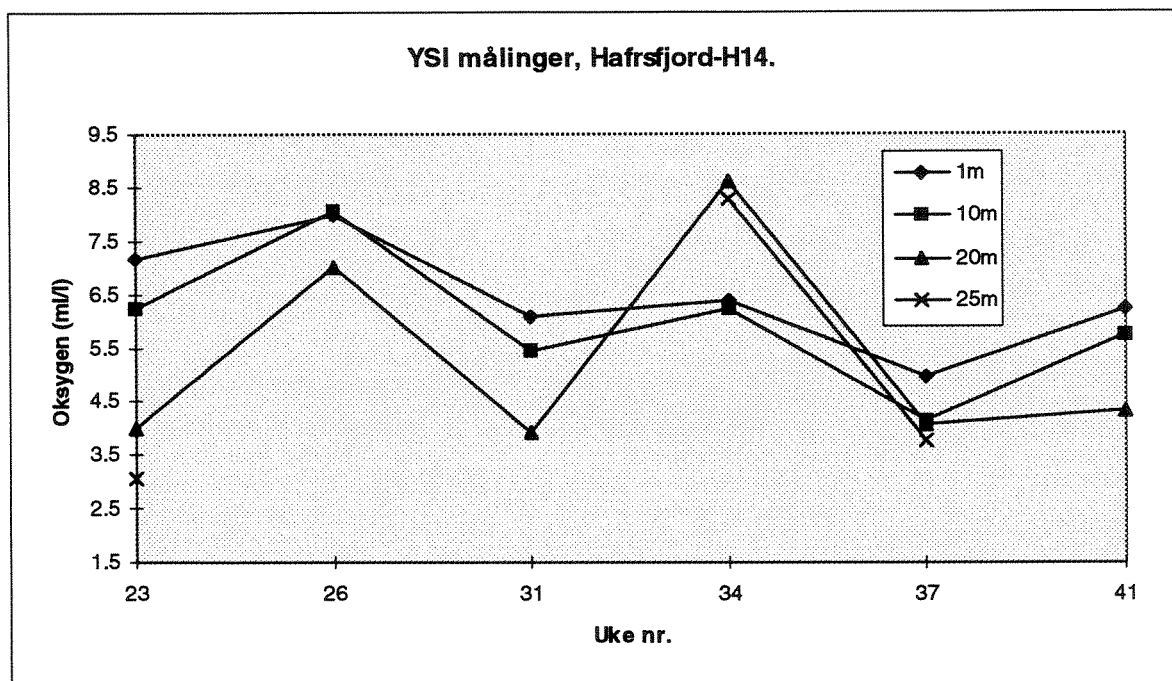
Oksygenmålingene med YSI-sonde gjenspeiler algeproduksjon i vannmassene med høye verdier i de øverste vannlagene i sommersesongen (figur 3.3.1-3).

Oksygenmålingene i ytre basseng (st. H14) viser at det ble observert sporadisk lave oksygenkonsentrasjoner, mindre enn 4 ml/l, ved 25 meters dyp for denne stasjonen (figur 3.3.1-4). Jevnlig innstrømming av vann synes å holde oksygenivået over et kritisk nivå.

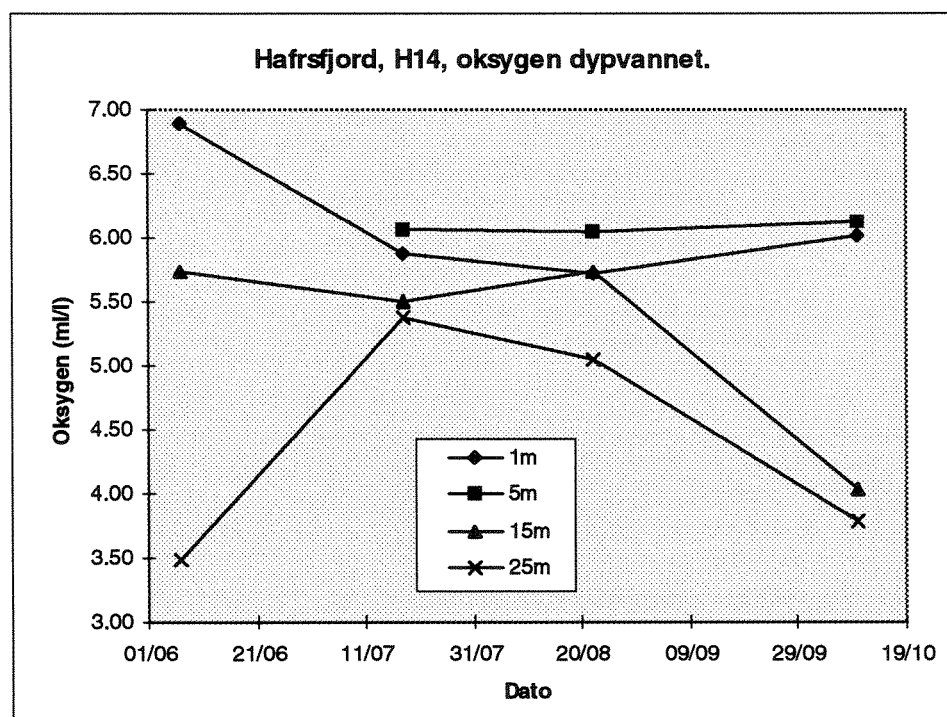
I indre basseng (st. H15) ble det observert en jevnt avtagende mengde oksygen fra 20 meter og ned til bunnen (56 meter). For det dypeste laget ble det observert en økning fra 0.5 til 1.5 ml/l i oktober, noe som kan indikere en innstrømming av mer oksygenrikt vann til dyplaget. Tilsvarende bedring ble imidlertid ikke observert for 50 meter.



Figur 3.3.1-2. Salt- og temperaturmålinger i indre deler av Hafrsfjord (H15), juni - oktober 1995.



Figur 3.3.1-3. Oksygenmålinger med YSI-sonde i Hafrsfjorden, juni - oktober 1995 (se materiale og metode for datoer).



Figur 3.3.1-4. Oksygenmålinger (Winkler titrering) i Hafrsfjorden, juni - oktober 1995.

Næringssalter

Løste næringssalter, fosfat, nitrat og ammonium gir algevekst i fotisk sone. Store tilførsler av løste næringssalter medfører stor algeproduksjon som igjen gir grunnlag for et stort oksygenforbruk i forbindelse med nedbrytningen av algebiomassen. I terskelfjorder med liten/periodisk utskiftning av dypvannet vil dette kunne medføre anoksisk bunnvann.

Resultatene for næringssaltanalysene er presentert som gjennomsnittlige sommerverdier (tabell 3.3.1-2) for de to stasjonene. Samtlige måledata er presentert i vedleggsrapport kapittel 7.1-9b.

N/P forholdet

N/P forholdet i planteplankton er gjennomsnittlig 41:7:1 (C:N:P, vektbasis). Det antas som en regel at når N/P-forholdet avviker vesentlig fra 7:1, er det ene av de to næringssaltene potensielt begrensende for algeveksten. N/P-forholdet i fjorden avviker vesentlig fra 7:1 (tabell 3.3.1-1). Resultatene indikerer fosfatbegrensning i fjorden, men i mindre grad i innerste basseng. Alle data er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-9b.

Tabell 3.3.1-1. Nitrogen til fosfor-forholdet i overflatevannet, sommer 1995, regnet for totalverdier.

	Tot.N:tot.P	# obs.
Hafrsfjord, H14-1m	21	6
H15-1m	17	6

Tilstandsklasser for næringssalt

Resultatene fra denne undersøkelsen er sammenlignet med resultater fra tidligere undersøkelser i Stavangerfjordene. I enhold til klassifikasjonskriteriene for næringssalter (SFTs tilstandsklassifisering nr. 93:02, Rygg & Thélin, 1993) er endringene i Hafrsfjord som følger:

Middel sommerverdier for næringssalter i overflatevannet (0 - 2m m) i 1995 klassifiseres i klasse I - "God", med unntak av innerste stasjon H15 som klassifiseres i klasse II - "Mindre god" for total nitrogen og total fosfor (tabell 3.3.1-2).

Resultatene fra tidligere undersøkelser ga et langt dårligere resultat. De forskjellige parametrene kunne da plasseres i tilstandsklasse II for løst fosfat; I ("Nokså dårlig") til IV ("Dårlig") for total fosfor; II for nitrat og total nitrogen (tabell 3.3.1-3).

Tabell 3.3.1-2. Gjennomsnittsverdier av næringssalt ($\mu\text{g/l}$) i overflatevann, juni - september 1995. Kolonner med romertall indikerer tilstandsklasser i henhold til SFTs tilstandsklassifisering nr. 93:02 (Rygg & Th elin, 1993).

	Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Hafrsfjord, H14-1m	1,3	I	9,3	I	5,0	I	3,8	I	194	I	6
15m	5,6		12,8		13,8		19,6		182		6
H15-1m	2,2	I	15,2	II	<5	I	5,0	I	260	II	6
15m	5,8		12,2		<5		32		199		6

Tabell 3.3.1-3. Gjennomsnittsverdier av næringssalt ($\mu\text{g/l}$) i overflaten for vekstsesongen 1977/78 (Kjos-Hanssen & Staveland, 1979).

	Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Hafrsfjord, H14-1m	6.5	II	24	III	-		32	III	390	III	
H15-1m	7	II	30	IV	-		50	III	453	III	

Klorofyll

Resultatene for klorofyll viser at ytre basseng i Hafrsfjord (H14) kan klassifiseres til klasse I "God" (Rygg og Th elin, 1993), mens indre basseng ligger på grensen mellom klasse I og II "Mindre god" (tabell 3.3.1-4).

Tabell 3.3.1-4. Klorofyllverdier ($\mu\text{g/l}$) for Hafrsfjord, juni - november 1995.

Stasjon	Periode	Snitt klorofyll verdier ($\mu\text{g/l}$)
Hafrsfjord H14-1m.	juni - september	1.71
	alle m�alingene	1.86
Hafrsfjord H14-15m.	juni - september	1.96
	alle m�alingene	1.52
Hafrsfjord H15-1m.	juni - september	1.89
	alle m�alingene	2.16
Hafrsfjord H15-15m.	juni - september	1.56
	alle m�alingene	1.33

Siktedyp

I juni ble det observert lave verdier for siktedyp i hele området. Dette skyldtes en oppblomstring av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi*, som er en vanlig forekommende alge på Vestlandet om sommeren. Verdiene for siktedyp økte noe utover høsten for ytre deler, mens det i indre deler av Hafrsfjord ble målt vedvarende lave verdier for siktedyp utover høsten (tabell 3.3.1-5). Maksimumsverdien for siktedyp i indre basseng ligger på grensen mellom "Nokså dårlig" og "Dårlig" vurdert i forhold til

SFTs tilstandsklassifisering for vannkvalitet (Rygg & Thélin, 1993). Alle data er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-9b.

Tabell 3.3.1-4. Minimums og maksimums siktedyp (m) i Hafrsfjord, juni til oktober 1995.

Stasjon:	Middelverdi:	Minimum:	Maksimum:
Hafrsfjord, H14	5.0	1.5	7.5
H15	3.3	1.8	4.5

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Tabell 3.3.1-6. Badevannskvalitet sommer 1995. Antall termotabile koliforme bakterier er oppgitt pr. 100 ml vannprøve, se kapittel 3.1.1, Hygieniske forhold - badevannskvalitet.

STASJON	UKE NR.													
	24	25	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	41
Hafrsfjord st. H14	-	2	-	-	1	-	0	-	-	19	-	-	0	8
Hafrsfjord st. H15	-	0	-	-	0	-	0	-	-	21	-	-	0	9

Kriteriene for badevannskvalitet er definert som følger:

- < 100: Eget
- 100-1000: Mindre eget
- >1000: Ikke eget

Ifølge kriteriene for badevannskvalitet (Baalsrud, 1994) tilfredstiller alle målingene av vannet i Hafrsfjord kategorien: eget for bading.

3.3.2. Gruntvannssamfunn

Registreringen var ikke med i undersøkelsesprogrammet.

3.3.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Beskrivelser av grabbprøvene er vist i kapittel 7.3-1 i vedleggsrapport.

Bløtbunnsfauna

De viktigste faunaparametre for hver stasjon i 1995 er vist i tabell 3.3.3-1. Individtall pr. 0.4 m² av de vanligste arter/taksa på hver stasjon er vist i tabell 3.3.3-2. De detaljerte artslistene for hver enkelt grabb og samlet for hver stasjon i 1995 er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.3-8 - kapittel 7.3-9).

Tabell 3.3.3-1. Faunaparametre i Hafrsfjord i 1995.

Stasjon	N	S	H	ES ₁₀₀	AI
14	952	49	3.25	20.50	5.94
15	3	2	0.92	-	2.45

Tabell 3.3.3-2. Individtall av de vanligste arter/taksa på stasjon 14 og 15 i Hafrsfjord i 1995.

Art/takson:	Stasjon:	
	14:	15:
<i>Mediomastus</i> sp. (Polychaeta)	435	0
Oligochaeta indet	126	2
<i>Paradoneis lyra</i> (Polychaeta)	64	0
<i>Capitella capitata</i> (Polychaeta)	20	1

Sedimenter

Normaliserte verdier av totalt organisk karbon (TOC₆₃) er vist i tabell 3.3.3-3. Der er også sedimentets tørstoffinnhold (%TS), %<63µm, TOC, TN, og forholdet TOC/TN vist. Linjen i figur 3.1.3-1 viser "normallinjen" basert på et stort antall prøver tatt langs kysten av Sør-Norge (Aure og medarb., 1993). Resultatene fra undersøkelsene rundt Stavangerhalvøya i 1995 er plottet i samme figur.

Tabell 3.3.3-3. Sedimentets tørstoffinnhold (%TS), innhold av finstoff (silt og leire) (%<63µm), totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN), forholdet mellom karbon og nitrogen (TOC/N), normalisert TOC (TOC₆₃) i Hafrsfjord i 1995.

Stasjon	TS %	<63µm %	TOC mg/g	TN mg/g	TOC/TN	TOC ₆₃ mg/g
14	30.4	78.22	56.2	7.4	7.6	60.1
15	15.8	98.35	71.4	7.8	9.2	71.7

3.3.4. Miljøgifter i organismer

Ingen analyser av miljøgifter i organismer.

3.3.5. Miljøgifter i sedimenter

Tabell 3.3.5-1 viser verdiene for miljøgifter i sediment i 1995, med sum-verdier for komponentene i PAH. Enkeltkomponentene er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.5-7). Tilstandsklassifisering på basis av miljøgiftkonsentrasjonene er vist i tabell 3.3.5-2.

Tabell 3.3.5-1. Tungmetaller og PAH i sedimenter i Hafrsfjord i 1995.

Stasjon	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	ΣPAH
	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/kg
14	0.80	49	33.4	0.15	21.8	52.2	174	15072
15	0.80	82	17.6	0.10	30.3	61.0	167	45881

Tabell 3.3.5-2. Klassifisering av tilstand (forurensningsgrad) for miljøgifter og organisk karbon i sedimentene i Hafrsfjord i 1995. I=god tilstand (lite forurenset), II=mindre god (moderat forurenset), III=nokså dårlig (markert forurenset), IV=dårlig (sterkt forurenset), V=meget dårlig (meget sterkt forurenset). (Rygg & Thélin, 1993; Rygg, 1995b).

Stasjon	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	ΣPAH	B(a)P	TOC ₆₃
14	II	I	I	II	I	II	II	IV	III	V
15	II	II	I	I	II	II	II	V	III	V

3.4. Lokale resipienter i Stavanger

3.4.1. Vannkvalitet og planteplankton

Næringssalter

Resultatene fra 6 lokaliteter er presentert som gjennomsnittlige sommerverdier (tabell 3.4.1-2), samtlige måledata er presentert i vedleggsrapport kapittel 7.1-9a.

N/P forholdet

N/P-forholdet i de 6 fjordene avviker vesentlig fra 7:1 (tabell 3.4.1-1), se kapittel 3.1.1, Næringssalter. Alle data presentert i vedleggsrapport kapittel 7.1-9a.

Tabell 3.4.1-1. Nitrogen til fosfor forholdet i overflatevannet, sommeren 1995, regnet for totalverdier.

		Tot.N:tot.P	# obs.
Vassøy	V1	28	9
	V2	24	9
Jåttåvågen	J1	16	8
Galeivågen	Ga1	23	9
Lille Dusavika	LD1	23	8
Hillevågsvannet, 1m		15	6

Tilstandsklasser for næringssalt

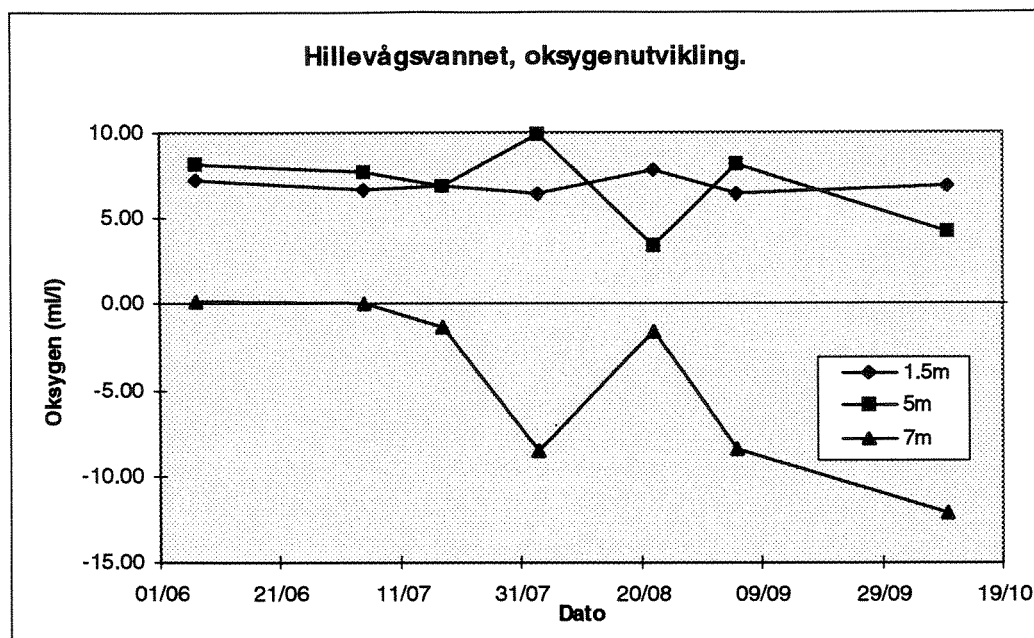
Sommerverdier for en del overflatestasjoner er rapportert i tabell 3.4.1-2 og klassifisert i henhold til SFTs klassifisering nr. 93:02 (Rygg & Thélin, 1993).

Tabell 3.4.1-2. Gjennomsnittsverdier av næringssalter ($\mu\text{g/l}$) for overflatevann for de 15 målestasjonene, juni - september 1995. Kolonner med romertall indikerer tilstandsklasser.

		Fosfat		Tot-P		Ammonium		Nitrat		Tot-N		# obs.
Vassøy	V1	<1	I	5,5	I	<5	I	36,2	II	155	I	9
	V2	1,1	I	6,5	I	<5	I	3,5	I	153	I	9
Galeivågen	Ga1	1,3	I	11,1	I	6,0	I	4,3	I	178	I	8
Jåttåvågen	J1	<1	I	7,9	I	6,0	I	5,1	I	183	I	9
Lille Dusaviken	LD1	<1	I	7,8	I	7,8	I	5,5	I	177	I	8
Hillevågsvannet	1m	2,7	I	17	III	12,2	I	6,7	I	248	I	6
	8m	345		436		1420		1500		2364		5

Vassøy, Galeivågen, Jåttåvågen og Lille Dusavika har alle god vannkvalitet, bortsett fra nitratverdiene for stasjon V1, Vassøy, som plasseres i tilstandsklasse II (Mindre god).

Hillevågsvannet er også innenfor kvalitetskriteriene "God", med unntak av total fosfor som plasseres i tilstandsklasse III (Nokså dårlig). Næringssaltverdiene for dypet nær bunnen (8m) viste imidlertid meget en stor tilgang på næringssalt. Oksygenkonsentrasjonene for denne lokaliteten viste også en kraftig sulfid utvikling fra juli-målingene og utover høsten (figur 3.4.1-1). Oksygenverdiene er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-10b.



Figur 3.4.1-1. Oksygenutviklingen i Hillevågsvannet, juni - november 1995, negative verdier symboliserer sulfid.

Siktedyp

Det ble observert tildels betydelige variasjoner i siktedypet i de aktuelle fjordene. I juni ble det observert lave verdier for siktedyp i hele området. Dette skyldtes en oppblomstring av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*. Utover sommeren og høsten ble det målt økende siktedyp i Byfjorden, Gandsfjorden og Riskafjorden. En tilsvarende økning ble i mindre grad observert for de lokale resipientene presentert i tabell 3.4.1-3. Særlig lave og vedvarende verdier ble registret for Sandnesbassenget (tabell 3.4.1-3). Alle data er samlet i vedleggsrapport kapittel 7.1-9a og 9c.

Tabell 3.4.1-3. Minimums og maksimums siktedyp (m) for en del lokale resipienter i Stavangerfjordene juni - oktober 1995.

Stasjon:	Middelverdi:	Minimum:	Maksimum:
Vassøy V1	7.3	4.0	9.5
V2	7.7	4.8	9.5
Jåttåvågen J1	5.7	4.5	8.0
Galeivågen Ga1	7.1	5.5	10.3
Lille Dusaviken LD1	8.6	7.2	10.5
Sandnes St.8	3.8	1.8	8.5
Byfjorden St.2	7.6	4.1	11.0
St.3	7.7	4.1	10.8

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Tabell 3.4.1-4. Badevannskvalitet sommer 1995. Antall termotabile koliforme bakterier er oppgitt pr. 100 ml vannprøve, se kapittel 3.1.1, Hygieniske forhold - badevannskvalitet.

STASJON	UKE NR.													
	24	25	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	41
Sandnesbass. st. 8	33	600	400	9	4	131	78	3	11	41	0	160	-	7500
Byfjorden st. 2	0	23	0	0	0	3	0	0	5	14	0	1	-	19
Byfjorden st. 3	2	1	1	0	0	2	0	0	6	18	4	1	-	5
Vassøy st. V1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vassøy st. V2	0	1	0	0	0	4	0	4	0	0	2	0	21	0
Galeivågen st. Ga1	4	-	1000	6	1	2	2	0	7	13	2	172	4	13

Kriteriene for badevannskvalitet er definert som følger:

- < 100: Egnet
- 100-1000: Mindre egnet
- >1000: Ikke egnet

Resultatene viser at badevannskvaliteten er egnet (Baalsrud, 1994) for alle prøvetakingsstasjoner, med unntak for Gandsfjorden st. 8 (Vågen i Sandnes) og Galeivågen st. Ga1.

3.4.2. Gruntvannssamfunn

Resultatene fra denne del av undersøkelsen er så nær knyttet til tilsvarende data fra Gands-, Riska- og Byfjorden at det ble funnet formålstjenelig å presentere dem samlet i kapittel 3.2.2

3.4.3. Bløtbunnsfauna

Ikke utført.

3.4.4. Miljøgifter i organismer

Ingen analyser av miljøgifter i organismer.

3.4.5. Miljøgifter i sedimenter

Tabell 3.4.5-1 viser verdiene for miljøgifter i sediment i 1995, med sum-verdier for komponentene i PAH, PCB og DDT (7PCB = Sum 7 Dutch PCB). Enkeltkomponentene i disse stoffgruppene er vist i vedleggsrapport (kapittel 7.5-4 og kapittel 7.5-8). Tilstandsklassifisering på basis av miljøgiftkonsentrasjonene er vist i tabell 3.4.5-3. Utvalgte resultater fra tidligere undersøkelser er vist i tabell 3.4.5-2.

Tabell 3.4.5-1. Tungmetaller, PAH og klorerte hydrokarboner i sedimenter i lokale resipienter i 1995.

Område	Stasjon	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	ΣPAH	ΣPCB	7PCB
		µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Galeivågen	Ga1	1.10	145	748.0	11.50	34.8	664.0	717	42606		
Bangarvågen	Ba1	0.28	43	74.7	0.82	20.6	73.2	139	8502		
Vassøy	Va1	1.70	54	32.8	1.37	19.5	77.6	187			
"	Va2	0.10	96	21.5	0.27	31.4	68.2	130			
Jåttåvågen	Jå1	0.05	17	11.6	0.00	10.7	23.0	60			
Dusavika	Du1	0.13	16	13.0	0.03	4.8	30.5	51	503	7.8	6.9
Hillevågsvn.	Hi1	0.08	82	196.0	1.15	32.0	195.0	349	31159	127	113

Tabell 3.4.5-2. Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter i Bangarvågen og Dusavika i 1993 (Konieczny og Juliussen 1995).

Stasjon	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cr	Ni	ΣPAH	ΣPCB	7PCB
	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Ba1 (STA03)	0.53	95	2.82	283	198	58.3	21	14885	681	596
Du1 (STA06)	0.12	7	0.1	25.5	46.6	14.8	<5	3236	29	27

Tabell 3.4.5-3. Klassifisering av tilstand (forurensningsgrad) for miljøgifter og organisk karbon i sedimentene i lokale resipienter i 1995. I=god tilstand (lite forurenset), II=mindre god (moderat forurenset), III=nokså dårlig (markert forurenset), IV=dårlig (sterkt forurenset), V=meget dårlig (meget sterkt forurenset).

Område	Stasjon	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	ΣPAH	B(a)P	ΣPCB
Galeivågen	Ga1	III	II	IV	V	II	IV	III	V	V	
Bangarvågen	Ba1	II	I	II	III	I	II	I	IV	IV	
Vassøy	Va1	III	I	I	III	I	II	II			
"	Va2	I	II	I	II	II	II	I			
Jåttåvågen	Jå1	I	I	I	I	I	I	I			
Dusavika	Du1	I	I	I	I	I	II	I	II	II	II
Hillevågsvn.	Hi1	I	II	III	III	II	III	II	V	V	IV

4. DISKUSJON

I den følgende diskusjonen vil de fire ulike fjord- og fjordgruppene, samt lokale resipienter i Stavanger kommune innledningsvis bli vurdert hver for seg. Til slutt vil alle undersøkte områder bli underkastet en sammenfattende vurdering i kapittel 5.

4.1. Håsteinfjorden

4.1.1. Vannkvalitet og planteplankton

Vannutskiftning og oksygenkonsentrasjon

De store vannutskiftningene i terskelfjorder skjer når tyngre vannmasser (høyere salinitet eller samme salinitet, men lavere temperatur) i kystvannet drives opp over terskeldypet og strømmer inn i fjorden.

Håsteinfjorden er åpen ut mot havet med noen dypvannsbassenger. I dette fjordsystemet er det liten tendens til stagnasjon av vannmassene (figur 3.1.1.-1). Dette bekreftes også av oksygenmålingene i dypvannet (figur 3.1.1.-3), og dette er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser (Tangen, 1992a). Resultatene indikerer jevnlig tilstrømming av oksygenrikt vann og/eller liten organisk belastning på systemet. Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet ligger i tilstandsklasse I "God" (Rygg & Thélin, 1993) innenfor måleperioden på fem måneder.

Næringssalter

Resultatene fra denne undersøkelsen er sammenlignet med resultater fra tidligere undersøkelser i Stavangerfjordene.

Det ble observert en generell bedring i tilstandsklassene for Håsteinfjorden. Med unntak av stasjon S2 og S5 er alle stasjonene i tilstandsklasse I (tabell 3.1.1-2).

Resultatene fra tidligere år ga et dårligere resultat for løst fosfor som da kunne klassifiseres i tilstandsklasse III - "Nokså dårlig" (S2,S5,S8) og klasse II "Mindre god" (S3). Alle stasjoner hadde nitratverdier som kan klassifiseres i klasse II - "Mindre god" (tabell 3.1.1-3).

Det er ingen indikasjoner på en økt næringssaltbelastning i fjorden i forhold til tidligere undersøkelser.

Siktedyp

I juni ble det observert lave verdier for siktedyp i hele området. Dette skyldtes en oppblomstring av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*. Verdiene for siktedyp økte utover sommeren og høsten for alle stasjonene i Håsteinfjorden. Resultatene tyder på at denne fjorden hadde lavere innhold av næringssalter enn de øvrige fjordene i undersøkelsen. Siktedypet tilfredsstiller SFTs tilstandskriterier klasse I "God" (Rygg og Thélin, 1993).

Planteplankton

Planktonanalysene viser dominans av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* og diatomeen *Skeletonema costatum* i juni. I tillegg ble det også observert betydelige mengder av dinoflagellatslekten

Dinophysis i håvtrekkene. Denne slekten inneholder flere arter som produserer DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning).

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Ifølge kriteriene for badevannskvalitet er resultatene fra alle målingene i Håsteinfjorden innenfor kategorien egnet for bading. Dette er i samsvar med tidligere målinger som viser verdier innenfor kriterier for egnet badevannskvalitet (Stokland, 1992).

4.1.2. Gruntvannssamfunn

Kvantitative rammeregistreringer i strandsonen

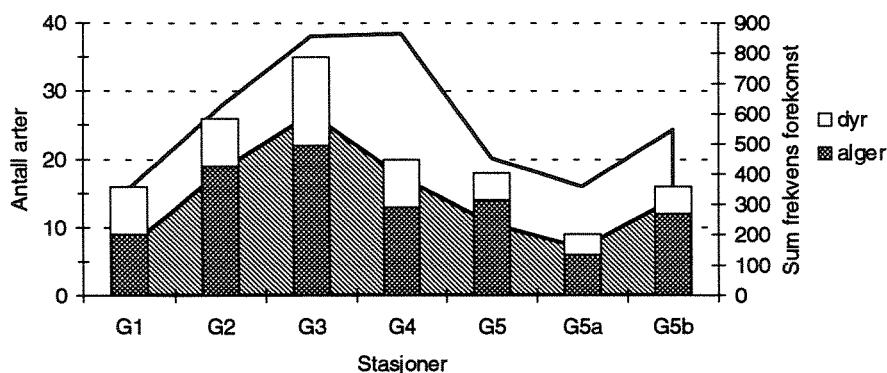
Det var stor variasjon mellom stasjonene med hensyn til antall arter og forekomst av arter registrert i rammeundersøkelsene. Variasjonen i antall og forekomst av alger og dyr er vist i figur 4.1.2-1.

Stasjon G1 Fjøløy, som var den nordligste stasjonen, hadde et lavt antall og lav forekomst av arter. Mengden av arter, beregnet som summert % frekvens forekomst i rammene, varierer i stor grad likt med antallet arter, med små avvik som for stasjon G4 og G5a,b. På disse to stasjoner var det en relativt høy forekomst av dyr, men lavt artsantall. G3 skilte seg ut ved høyt antall av både alger og dyr. Spesielt var antall dyr høyere enn på de andre stasjonene.

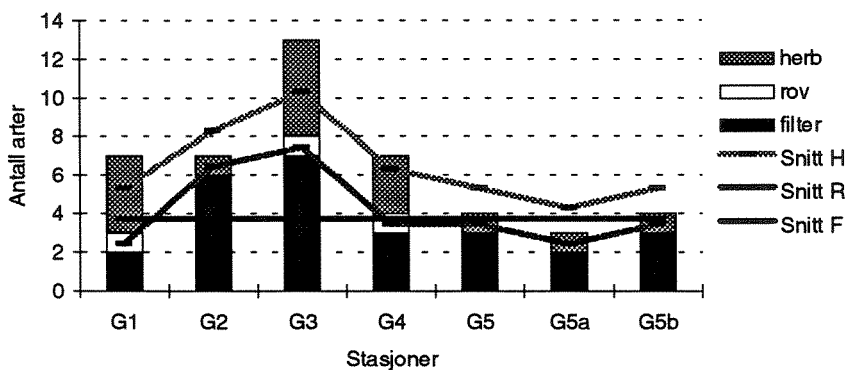
Fordelingen mellom antall dyr innen de ulike kategorier og mengden av dem (som frekvens forekomst) fremgår av figur 4.1.2-2 og figur 4.1.2-3. Som det fremgår av figur 4.1.2-2 var både antall vannfiltrerende dyr og antall herbivore (snegl) langt høyere på G3 enn gjennomsnittet.

I figuren er gjennomsnittlig antall arter i undersøkelsesmaterialet fra de 5 stasjonene vist som linjer. Om tilhørende søylesegment overstiger linjen, betyr det flere arter enn gjennomsnittet, og færre om søylesegmentene ikke når opptil tilhørende gjennomsnittslinje.

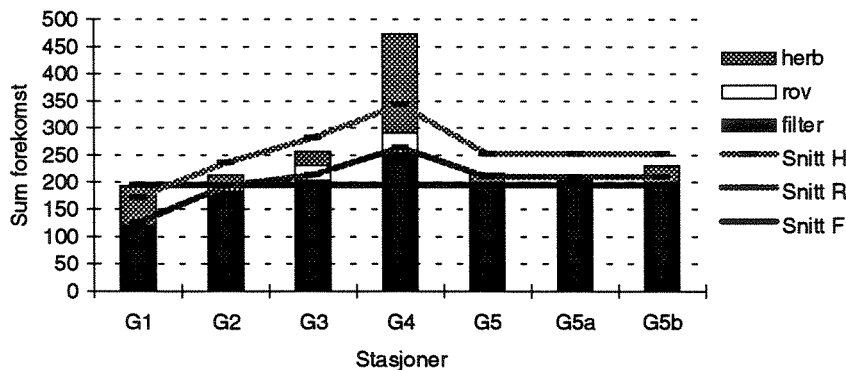
Antall rovdyr og herbivore på stasjon G4 var som for gjennomsnittet, mens antall vannfiltrerende dyr var under gjennomsnittet. Men sammenlignet med figur 4.1.2-3 var dette forholdet mellom G3 og G4 snudd. Mengden av vannfiltrerende dyr på G3 var som gjennomsnittet, for herbivore noe lavere, mens på G4 var mengden av både vannfiltrerende og herbivore dyr godt over gjennomsnittet. Artsantallet var rundt middels, men deres forekomst var høy.



Figur 4.1.2-1. Antall (søylor) og total forekomst (arealer) av alger og dyr registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995.



Figur 4.1.2-2. Antall dyr registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Antall dyr er vist for hver av kategoriene herbivore (herb, H), rovdyr (rov, R) og vannfiltrerere (filter, F).



Figur 4.1.2-3. Mengde dyr registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Mengdeberegningen er basert på summert %-frekvens forekomst for alle dyr gruppert til kategoriene herbivore (herb, H), rovdyr (rov, R) og vannfiltrerere (filter, F).

Fordelingen av antall algearter innen de tre algeklassene (rødalger, brunalger og grønnalger) på de 5 stasjonene undersøkt er vist i figur 4.1.2-4, figur 4.1.2-5 og figur 4.1.2-6. Over gjennomsnittlig antall og høy forekomst av rødalger ble registrert for stasjon G2 og G3, mens mindre enn gjennomsnittet ble registrert for stasjonene G1 og G5a. På stasjon G5 ble det innenfor rammene ikke registrert grønnalger. Dette ga en meget skjev fordeling mellom algeklassene for denne stasjonen (figur 4.1.2-5).

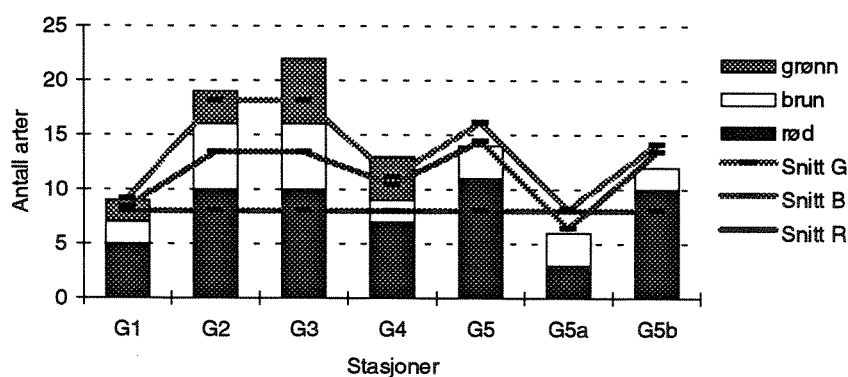
Høyt antall og høy forekomst av grønnalger ble registrert på stasjon G3 og G4, hvor G3 er referansestasjon i syd. Prosentandelen av grønnalger overstiger for disse to stasjonene også en

erfaringsmessig normal grønnalgeandel på 15% ($\pm 5\%$) (Bokn, 1979). Den høye grønnalgeandelen på stasjon G3 skyldes delvis høy forekomst av grønnalgen *Spongomorpha* sp. som er en vanlig grønnalge på eksponerte strender. Men G3 hadde også den høyeste forekomsten av *Enteromorpha* spp. (tarmgrønnske) som ofte settes i forbindelse med effekter av overgjødning.

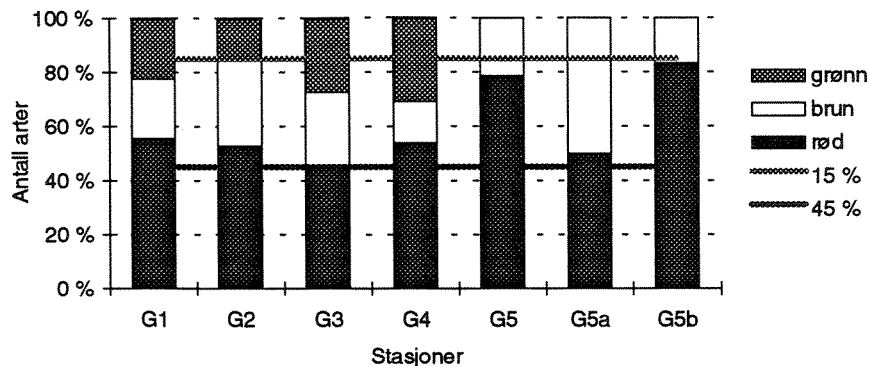
Flest brunalger ble registrert på stasjonene G2 og G3. På stasjon G4 var antallet brunalger under gjennomsnittet, men sum forekomst (figur 4.1.2-6) var likevel over gjennomsnittet.

Det er ut fra disse registreringene ikke mulig å se variasjoner i strandsonesamfunnene som kan tilskrives en effekt av kloakkutslippet. (Utslippet skjer på 80 - 90 meters dyp noe syd for midt mellom stasjonene G2 og G4.)

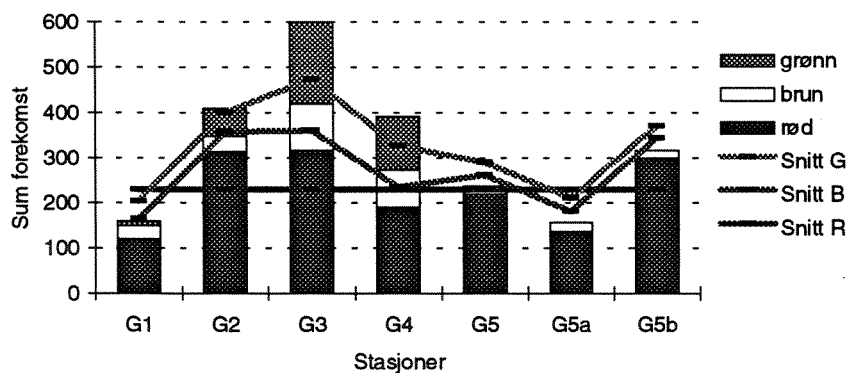
Topografisk var de undersøkte stasjonene svært forskjellig med hensyn til himmelretning og hellingsvinkel på stranden. Slike forhold har stor innvirkning på samfunnernes sammensetning. Stasjon G4 som er sterkest påvirket av Byfjorden og eventuelt fra kloakkutslippet, var meget langgrunn, slik at få arter og høy andel grønnalger ikke behøver å skyldes slike påvirkninger. Sammenlignet med stasjon G3 (referansestasjon i syd) kan heller ikke grønnalgeandelen betegnes som avvikende. Stasjon G1 ("referansestasjon" i nord) var i motsetning til G3 svært artsfattig, og de øvrige samfunnene syntes å ligge mellom disse ytterpunktene.



Figur 4.1.2-4. Antall algearter registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Antall algearter er vist for hver av kategoriene rødalger (rød, R), brunalger (brun, B) og grønnalger (grønn, G). Gjennomsnittlig antall arter innen hver kategori er vist ved linjer (Snitt R, Snitt B, Snitt G). Linjene for brun og grønnalger er justert etter antall rødalger og hhv. brunalger.



Figur 4.1.2-5. Prosentvis fordeling av antall rød-, brun- og grønnalger registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Hjelpelinjer indikerer normal andel rødalger (45%) og grønnalger (15%) for uforurenset kyst- og fjordvann. Søylesegmenter ut over tilhørende hjelpelinje, indikerer høyere antall arter enn "normalen". Grønnalger regnes fra toppen og nedover.



Figur 4.1.2-6. Mengde av rød-, brun- og grønnalger registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Mengdeberegningen er basert på summert %-frekvens forekomst. Linjene Snitt R, Snitt B og Snitt G viser gjennomsnittlig forekomst av hhv. rød- brun- og grønnalger. Linjene for brun- og grønnalger er justert etter mengde av rødalger og hhv. brunalger.

Høyest artsdiversitet ble funnet på stasjon G3 og G4 (tabell 4.1.2-1), mens lavest diversitet ble beregnet for stasjon G5a og G1. Disse to stasjoner hadde også den høyeste dominansindeksen (dvs. få arter dominerer samfunnet). Lavest dominansindeks ble tilsvarende beregnet for G3 og G4.

Strandsonesamfunnene beskrevet i ruteanalysen var dominert av rur (*Balanus balanoides*), blåskjell (*Mytilus edulis*), rødalgene fjæreblood (*Hildenbrandia rubra*) og rekeklo (*Ceramium* spp.). På stasjon G3 var grønnalgen tarmgrønske (*Enteromorpha* spp.) blant de dominerende artene (tabell 4.1.2-2).

Tabell 4.1.2-1. Indekser beregnet på grunnlag av rammeregistreringer i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden undersøkt 18.- 20. september 1995, sammen med de 5 vanligste artene funnet på hver stasjon. Domindx=dominansindeks, H=diversitetsindeks, J=jevnhet.

	G1	G2	G3	G4	G5	G5a	G5b
Arter	16	26	35	20	18	9	16
Forekomst	353	623	856	863	453	360	546
Domindx	28,30	14,44	11,28	11,58	22,06	27,78	18,29
H	2,02	2,67	3,00	2,78	2,20	1,63	2,26
J	0,44	0,54	0,56	0,80	0,47	0,51	0,57

Tabell 4.1.2-2. De fem vanligste arter registrert i rammeundersøkelser i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995.

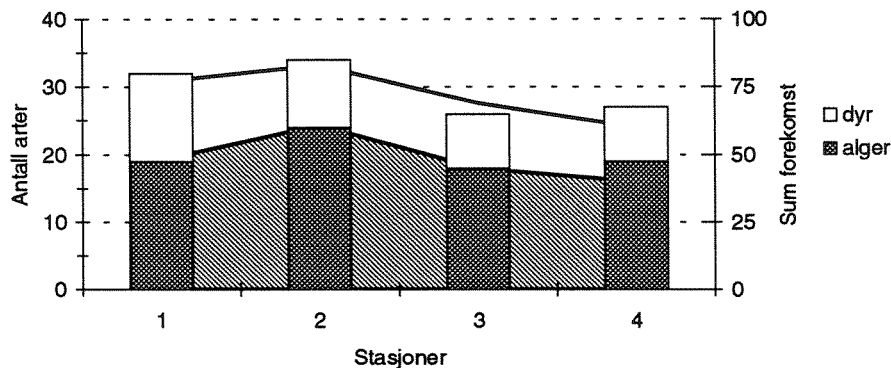
	G1	G2	G3	G4	G5	G5a	G5b
Vanlige arter	<i>Hildenbrandia rubra</i>	<i>Mytilus edulis</i> juv.	<i>Mytilus edulis</i> juv.	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Balanus balanoides</i>	<i>Balanus balanoides</i>	<i>Balanus balanoides</i>
(Avtakende rekkefølge)	<i>Balanus balanoides</i>	<i>Coralliniacea</i> indet.	<i>Balanus balanoides</i>	<i>Balanus balanoides</i>	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Ceramium strictum</i>
	<i>Littorina</i> juv.	<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	<i>Enteromorpha</i> sp.	<i>Patella vulgata</i>	<i>Hildenbrandia rubra</i>	<i>Hildenbrandia rubra</i>	<i>Mytilus edulis</i>
	cf. <i>Petroderma maculiforme</i>	<i>Balanus balanoides</i>	<i>Mastocarpus stellata</i>	cf. <i>Petroderma maculiforme</i>	<i>Ceramium strictum</i>	<i>Ceramium rubrum</i>	<i>Hildenbrandia rubra</i>
	<i>Mytilus edulis</i> juv.	<i>Hildenbrandia rubra</i>	<i>Corallina officinalis</i>	<i>Actinia</i> sp.	<i>Ceramium rubrum</i>	<i>Fucus</i> juv.	<i>Mastocarpus stellata</i>

Semikvantitative strandsoner undersøkelser

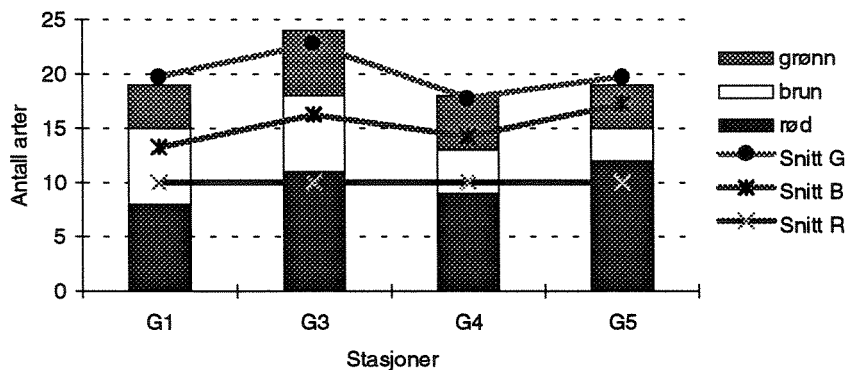
Resultatet fra den semikvantitative strandsoneregistreringen er vist i tabell 3.1.2-3 (alger) og tabell 3.1.2-4 (dyr). I den semikvantitative strandsoneregistreringen ble det funnet liten forskjell mellom stasjonene både med hensyn til antall arter og mengde av arter (figur 4.1.2-7). Flest alger ble som for rammeregistreringene funnet på stasjon G3 Grønningen. Fordelingen mellom rød-, brun- og grønnalger (figur 4.1.2-8) avvok lite fra hva som gjennomsnittlig ble registrert for området. Verd å merke seg var imidlertid normalforekomsten av grønnalger på stasjon G5. Grønnalger ble ikke registrert innenfor rammeundersøkelsen på denne stasjonen. Stasjon G4 hadde en noe høyere andel av grønnalger enn hva som normalt forventes for uforurenset kystvann (figur 4.1.2-9), men sammenlignet med referansestasjon G3 Grønningen, var avviket innenfor hva som kan aksepteres som naturlig. Sommert forekomst (figur 4.1.2-10) viste heller ingen store forskjeller mellom stasjonene. Største forekomst ble funnet på stasjon G3 og laveste på stasjon G5.

Blant dyrene ble det derimot funnet større forskjeller mellom stasjonene (figur 4.1.2-11 og figur 4.1.2-12). På stasjon G1 ble det registrert et høyt antall vannfiltrerende dyr med rur som den dominerende arten. Denne stasjonen (i likhet med G3) hadde brattere helningsgrad enn G4 og G5. G1 var også den mest beskyttede stasjonen. Færrest vannfiltrerende dyr ble funnet på de langgrunne, mer bølgeeksponerte og vestvendte stasjonene G4 og G5. I hovedsak var det mangfoldet av

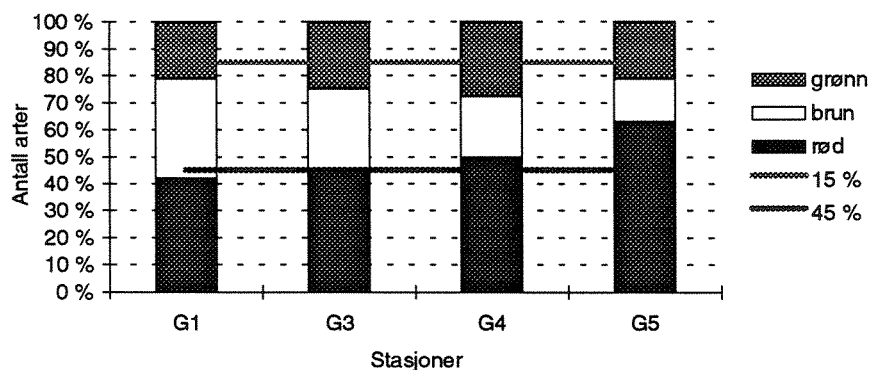
hydroider som var årsak til denne forskjellen, og hydroidene hadde en langt mer redusert forekomst på disse to siste stasjoner. Rovdyr og herbivore avvek lite fra gjennomsnittet for stasjonene.



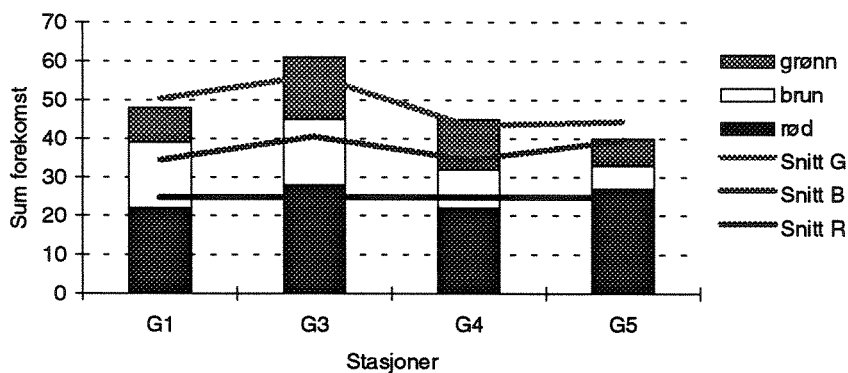
Figur 4.1.2-7. Antall (søyler) og total forekomst (arealer) av alger og dyr registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995.



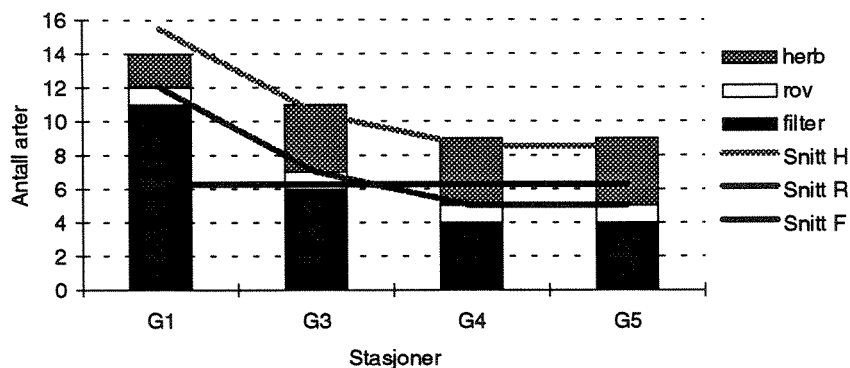
Figur 4.1.2-8. Antall algearter registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Antall algearter er vist for hver av kategoriene rødalger (rød, R), brunalger (brun, B) og grønnalger (grønn, G). Gjennomsnittlig antall arter innen hver kategori er vist ved linjer (Snitt R, Snitt B, Snitt G). Linjene for brun og grønnalger er justert etter antall rødalger og hhv. brunalger.



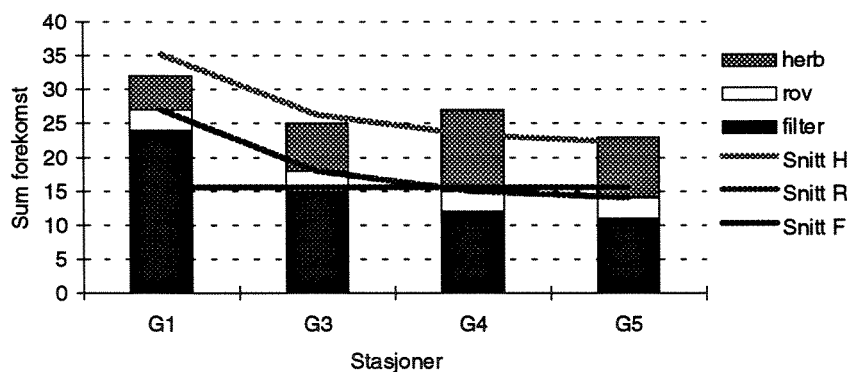
Figur 4.1.2-9. Prosentvis fordeling av antall rød-, brun- og grønnalger registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Hjelpelinjer indikerer normal andel rødalger (45%) og grønnalger (15%) for uforurenset kyst- og fjordvann. Søylesegmenter utover tilhørende hjelpelinje, indikerer høyere antall arter enn "normalen". Grønnalger regnes fra toppen og nedover.



Figur 4.1.2-10. Summert forekomst av rød-, brun- og grønnalger registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Mengdeberegningen er basert på summert %-frekvens forekomst. Linjene Snitt R, Snitt B og Snitt G viser gjennomsnittlig forekomst av hhv. rød- brun- og grønnalger. Linjene for brun- og grønnalger er justert etter mengde av rødalger og hhv. brunalger.



Figur 4.1.2-11. Antall dyr registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Antall dyr er vist for hver av kategoriene herbivore (herb, H), rovdyr (rov, R) og vannfiltrerere (filter, F).



Figur 4.1.2-12. Sum forekomst av dyr registrert i strandsonen på 4 stasjoner i Håsteinfjorden, september 1995. Mengdeberegningen er basert på summert %-frekvens forekomst for alle dyr gruppert til kategoriene herbivore (herb, H), rovdyr (rov, R) og vannfiltrerere (filter, F).

Tareskogundersøkelser

Tareskogens tetthet varierte fra 30 store stortareplanter pr. m² til 13 planter pr. m². Høyest tetthet ble funnet på referansestasjonen G3 Grønningen. I tillegg til høyt antall store planter, vokste det også tett med middels store og små planter. Stasjon G2 hadde noe færre store planter, men til gjengjeld tett med yngre planter. På stasjon G4 Tungenes vokste det innenfor rutene bare gamle, store tareplanter. På stasjon G5 Vistnes var den yngre generasjon svakt representert. Tareskogen er et svært dynamisk, variabelt samfunn, hvor store endringer kan skje fra år til år og over korte avstander. Det er derfor ikke mulig å gjøre inngående vurderinger av tareskogen basert på ett års registreringer, men ut fra dette materialet er det ingen ting som tyder på unormale forhold. Antall begroingsarter på tarestilkene varierte mellom 5 og 21 arter. Minst begroing ble funnet på stasjon G2 Alstein og sterkest begroing på stasjon G4 Tungenes. Begroingen på tarestilkene henger i stor grad sammen med tareplantenes alder, vannkvalitet og vanngjennomstrømning. Både G4 Tungenes og G5 Vistnes ligger vestvendt og sterkt bølgeutsatt. Begge stasjonene hadde rik påvekst av flora og fauna. Den registrert flora og fauna, basert på ett års undersøkelse, inneholdt ingen uvanlige funn.

Sammenlikning med basisundersøkelsen

Kvantitative rammeregistreringer i strandsonen

Stasjon G1 Fjøløy

Antall arter totalt var ca. 20% lavere i 1995 enn i basisundersøkelsen (figur 4.1.2-13). Antall arter innen hver kategori var jevnt over en til to arter færre. Endringen er likevel ikke større enn hva som kan forklares ut fra naturlige variasjoner.

Stasjon G2 Alstein

I basisundersøkelsen var det stor forskjell i antall arter mellom undersøkelsesårene, høyt artsantall i 1989 og meget lavt i 1991 (halvert). Antall arter registrert i 1995 var noe høyere enn snittet for basisundersøkelsen for alle kategorier unntatt for dyr som lå tilnærmet likt med snittet (figur 4.1.2-14). Spesielt var antall brunalger høyere enn i basisundersøkelsen.

Stasjon G3 Grønningen

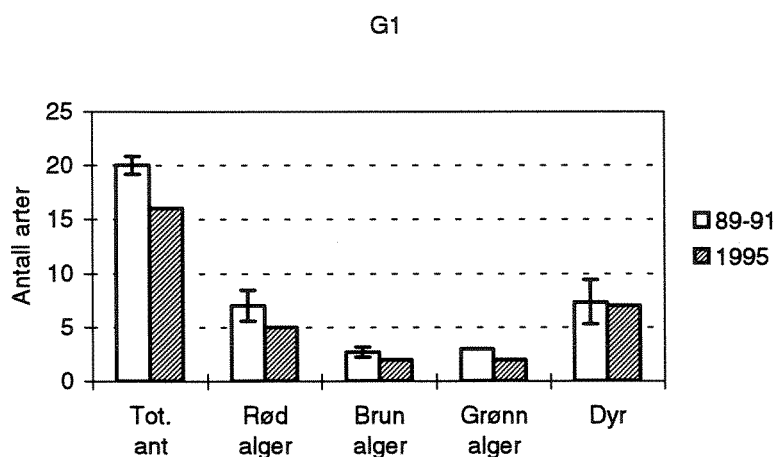
Også på stasjon G3 ble det registrert stor forskjell mellom de 3 årene i basisundersøkelsen. Antall arter registrert i 1995 var signifikant høyere enn for basisårene (figur 4.1.2-15). Økningen var markert for alle kategorier.

Stasjon G4 Tungesnes

Artsantallet varierte sterkt i basisundersøkelsen, med meget høyt antall arter i 1989 i forhold til de siste årene. Spesielt var antall arter høyt for rødalger (dobbel), brunalger (4-dobbel) og dyr (3-dobbel). Antall arter i 1995 var lavere enn gjennomsnittet av basisårene (figur 4.1.2-16). Spesielt var antall brunalgearter og dyr lavere i 1995, men dette skyldes først og fremst det høye antallet registrert for disse to kategorier i 1989.

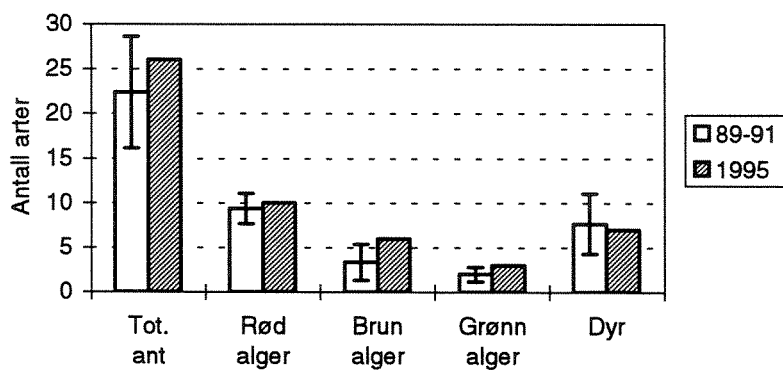
Stasjon G5 Vistnes

Også for denne stasjonen var artsantallet vesentlig høyere i 1989 enn for 1990 - 91. Antall arter registrert i 1995 var noe høyere enn snittet for basisårene (figur 4.1.2-17). Antall grønnalger var signifikant høyere i 1995 enn for basisårene.



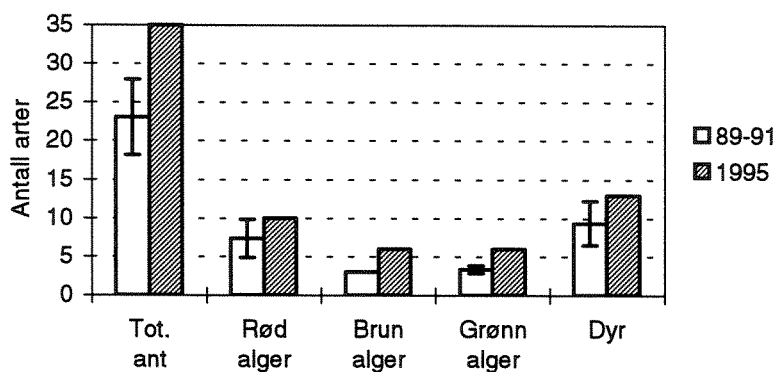
Figur 4.1.2-13. Totalt antall arter registrert på stasjon G1 Fjøløy i basisundersøkelsen (1989 - 1991) og i 1995.

G2



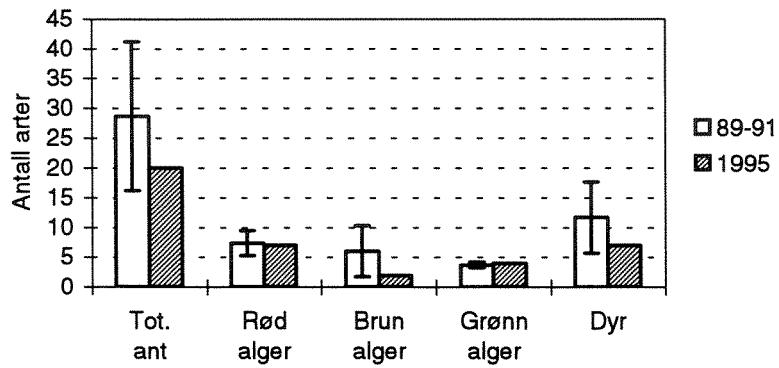
Figur 4.1.2-14. Totalt antall arter registrert på stasjon G2 Alstein i basisundersøkelsen (1989 - 1991) og i 1995.

G3



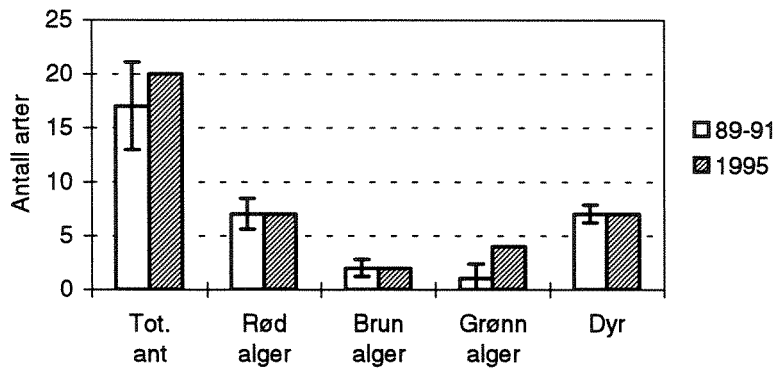
Figur 4.1.2-15. Totalt antall arter registrert på stasjon G3 Grønningen i basisundersøkelsen (1989 - 1991) og i 1995.

G4

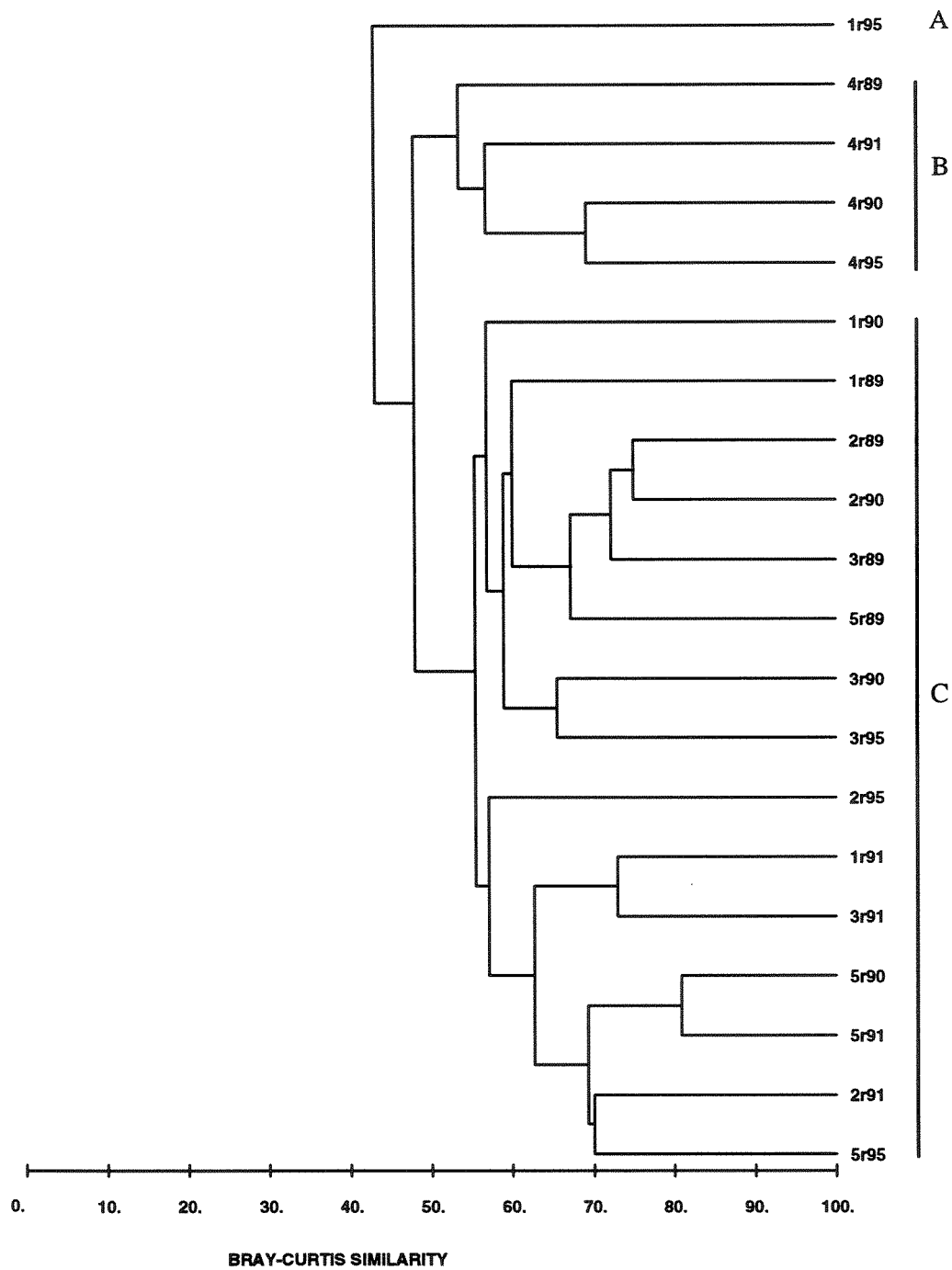


Figur 4.1.2-16. Totalt antall arter registrert på stasjon G4 Tungenes i basisundersøkelsen (1989 - 1991) og i 1995.

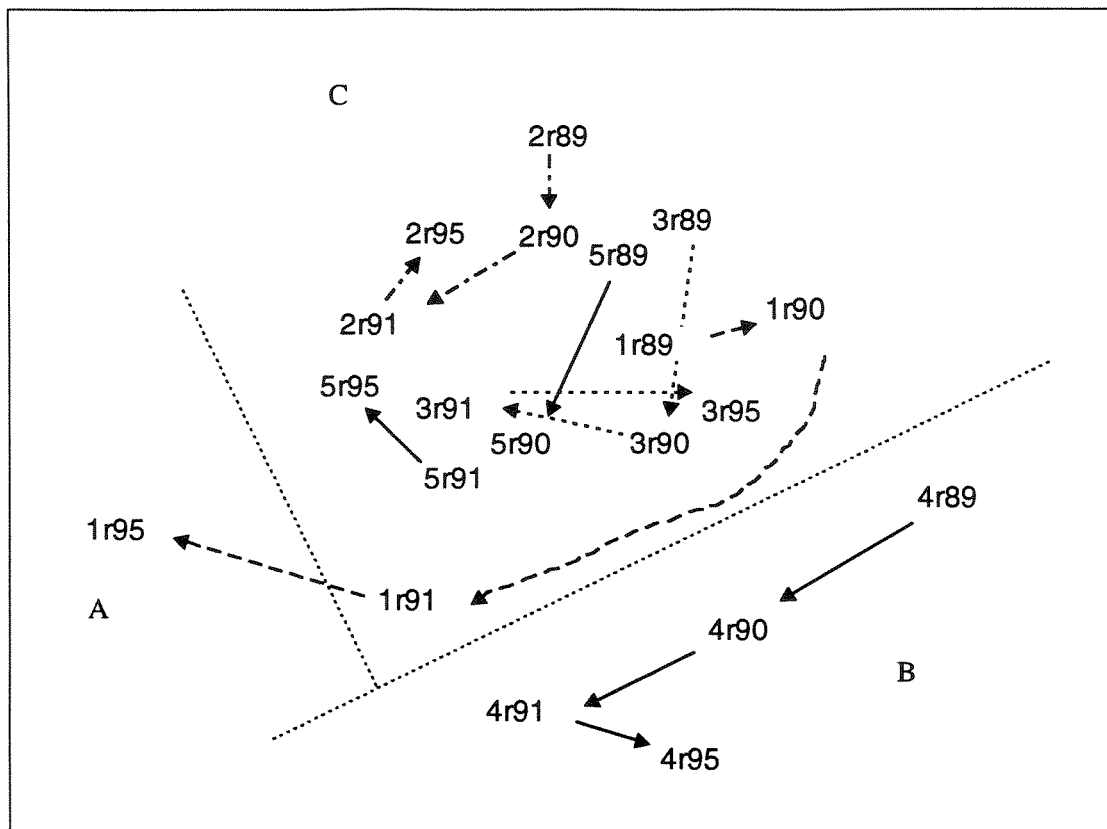
G5



Figur 4.1.2-17. Totalt antall arter registrert på stasjon G5 Vistnes i basisundersøkelsen (1989 - 1991) og i 1995.



Figur 4.1.2-18. Dendrogram etter clusteranalyse av rammeundersøkelser utført i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden i tidsrommet 1989 - 1991 og i 1995. A, B og C indikerer 3 grupper hvor innbyrdes likhet mellom observasjonene var større en 50%.



Figur 4.1.2-19. Plott etter mds-analyse av rammeundersøkelser utført i strandsonen på 5 stasjoner i Håsteinfjorden i tidsrommet 1989 - 1991 og i 1995. Bokstavene A, B og C indikerer 3 grupperinger.

Numeriske analyser av samfunnene registrert ved rammeundersøkelser viste stor likhet mellom alle år for 4 av stasjonene: G2, G3 G5 og G1 med unntak av G1 for 1991 og 1995. Stasjon G4 ble funnet forskjellig fra de øvrige strandsonesamfunnene. Figur 4.1.2-18 viser et dendrogram fra en clusteranalyse basert på et utplukk av de vanligste artene (dvs. arter kun registrert en eller noen få ganger med liten forekomst, er holdt utenfor analysen). Tilsvarende viser figur 4.1.2-19 et mds-plott. Datagrunnlaget er gitt i vedleggstabell moy20.

Endringen i algers og dyrs forekomst på stasjon G1 Fjøløy i 1995, ble funnet markert forskjellig fra øvrige observasjoner (A-merket i figur 4.1.2-18 og 4.1.2-19). Men ut fra datagrunnlaget må det påpekes at denne forskjellen kan skyldes feil plassering av rammen i 1995 i forhold til tidligere og ikke en reell endring i strandsamfunnet. Dette begrunnes ved fravær av arter (som kalkalger, vorteflik, grønndusk og havsalat) i 1995, som vokste dypere enn rammens posisjonering i 1995. Om disse artene ble holdt utfor analysen, ble 1995 plassert sammen med 1989.

Den slake helningen på stasjon G4 Tungenes ga denne stasjonen et strandsonesamfunn som var ulikt de øvrige stasjonene (med brattere helningsvinkel) (alle plassert i gruppe B). Samfunnet endret seg markert fra 1989 til 1991, men mindre til 1995.

Som indikert ved piler i mds-plottet (figur 4.1.2-19) var det kun små endringer fra år til år på stasjon G2, G3 og G5. Disse endringene skyldes først og fremst naturlig variasjon. Alle stasjonene hadde

sterk dominans av blåskjell i 1989, mens forekomsten var redusert til under 50% i 1995. Slike naturlige svingninger i en blåskjellpopulasjon har stor innvirkning på den øvrige flora og fauna. Generelt ble observasjonene for året 1989 plassert til høyre i plottet, mens årene 1991 og 1995 generelt ble plassert lengst til venstre.

Variasjonen mellom de 3 basisundersøkelsesårene var så stor, og alle observasjonene ble - med forbehold beskrevet for G1-95, - gruppert sammen med tilhørende observasjoner fra ett eller flere år fra basisundersøkelsen. Analysen gir derfor ingen indikasjon på markert endring fra basisundersøkelsen og frem til 1995. Men ett års undersøkelse (1995) gir ikke nok grunnlag for å kunne vurdere miljøtilstanden for en etter-situasjon.

Kvantitative rammeregistreringer i tareskogen

Rådata fra tareskogundersøkelsen i 1995 er gitt i vedleggsrapport kapittel 7.2-1 - 7.2-5.

Antall stortare-planter pr. areal endret seg lite over perioden 1989 til 1995 (tabell 4.1.2-3). På stasjon G3 ble det i 1995 funnet flere store individer enn i 1990, men det skyldes i stor grad et høyt antall middelsstore individer registrert i 1990 som har vokst seg inn i neste størrelsesgruppe. Tilsvarende ble observert for stasjon G4. Det har derfor ikke intruffet noen strukturell endring i tareskogen fra basisundersøkelsen og frem til 1995.

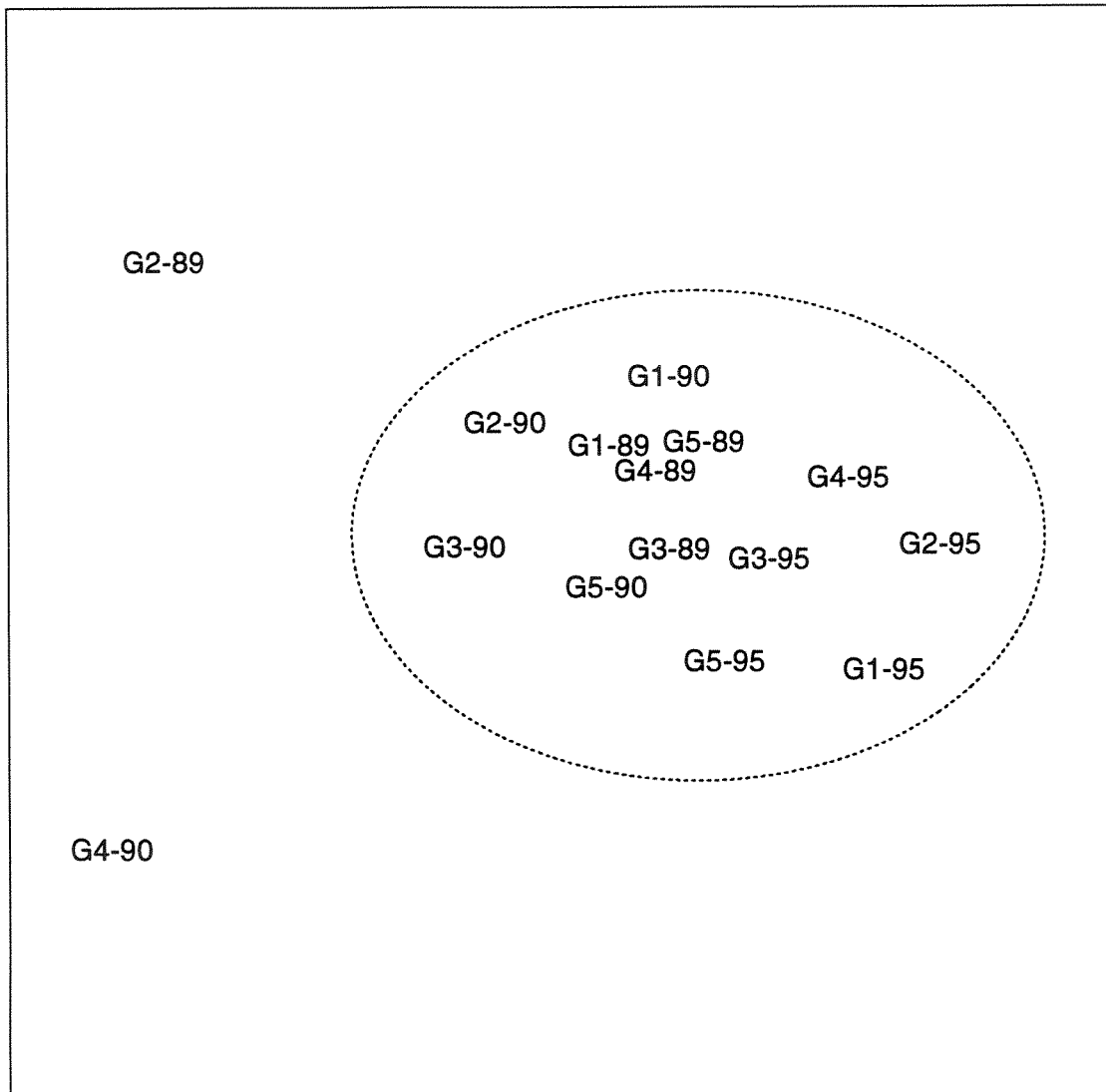
Tabell 4.1.2-3. Antall stortare planter (*Laminaria hyperborea*) pr. 0,5 m² registrert på 5 stasjoner i Håsteinfjorden i 1989, 1990 og 1995. Tareplantene er inndelt i 3 størrelses-kategorier: Små, middels og store.

Antall tare/0,5 m ²					
st.nr.:	st.navn:	st.nr.-år:	Lh-liten	Lh-mid.	Lh-store
G1	Fjøløy	1-89	11,2	5,6	8
		1-90	14,4	2,8	5,7
		1-95	15,2	9,6	6,8
		Gj.snitt	13,6	6	6,8
G2	Alstein	2-89	12	5,8	5,3
		2-90	12,4	4,4	6,7
		2-95	15,7	4,8	5,7
		Gj.snitt	13,4	5	5,9
G3	Grønningen	3-89	21	1,8	8,2
		3-90	11,8	11,6	9,1
		3-95	6,4	5,2	15,2
		Gj.snitt	13,1	6,2	10,8
G4	Tungenes	4-89	7,5	3,2	6,6
		4-90	19,7	24,8	6,3
		4-95	9,6	0	12
		Gj.snitt	12,3	14	8,3
G5	Vistnes	5-89	5,4	0,7	8,6
		5-90	22,5	1,7	9,2
		5-95	3	1,2	13,2
		Gj.snitt	8,5	1,2	10,3

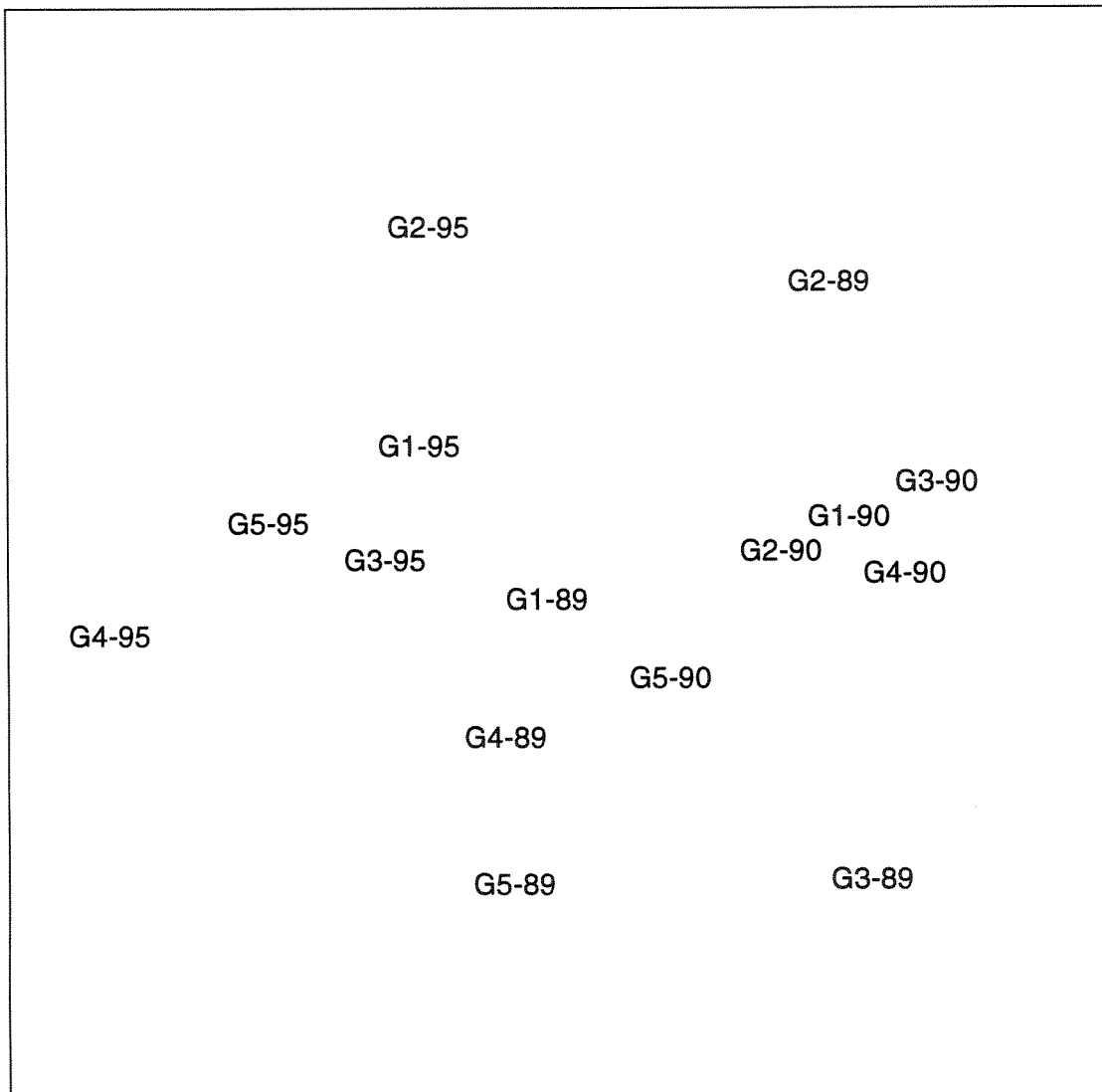
I flora og fauna på bunnen og epifyttisk på tarestilkene er det en markert endring fra 1989 - 90 og frem til 1995, med en sterk økning i antall arter (med unntak for bunnflora og fauna på stasjon G5) (tabell 4.1.2-4). Men det skyldes høyst sannsynlig mer nøyaktig registrering i 1995 enn tidligere år. Numerisk analyse av flora og fauna ga på dette grunnlag stor forskjell mellom basisundersøkelsen og undersøkelsen utført i 1995 (vedleggsrapport figur 7.2-1 og figur 7.2-2). Det var derfor vanskelig å tolke eventuelle endringer ut fra en slik sammenligning. Analyser basert kun på de arter (eller taxagrupper) som ble registrert i 1989 - 90, viste mindre endringer i samfunnene. Som det fremgår av figur 4.1.2-19 ble det funnet liten forskjell mellom stasjonene med hensyn til forekomst av påvekstarter på tarestilkene basert på dette utvalget. G2 i 1989 og G4 i 1990 var unntak. Tilsvarende ble det ikke dokumentert noe utviklingsmønster i bunnvegetasjonen basert på dette utvalget. Selv om grunnlagsmaterialet var for mangelfullt til inngående vegetasjonsanalyser, tyder analysene av et begrenset taxautvalg på liten til ingen endring i tareskogsamfunnet på de undersøkte stasjonene i Håsteinfjorden.

Tabell 4.1.2-4. Antall arter registrert på bunnen i tareskogen og epifyttisk på tarestilker på 5 stasjoner i Håsteinfjorden undersøkt i 1989, 1990 og 1995.

St. År:	Bunn			Epifytter		
	89	Tot.ant.: 90	62 95	89	Tot.ant.: 90	40 95
G1	18	19	28	6	7	30
G2	15	14	24	3	6	17
G3	20	15	22	4	6	20
G4	20	17	25	7	4	23
G5	22	19	18	9	11	15



Figur 4.1.2-19. MDS-plott av flora og fauna epifyttisk på tarestilker undersøkt i Håsteinfjorden på 5 stasjoner i 1989, 1990 og 1995.



Figur 4.1.2-20. MDS-plott av flora og fauna registrert på bunnen i tareskog undersøkt på 5 stasjoner i Håsteinfjorden i 1989, 1990 og 1995.

4.1.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Bløtbunnsfauna

På de fleste stasjonene i Håsteinfjorden var det kraftig økning i de registrerte individtall fra 1989 til 1995. Økningen var fra to til seks ganger. Også i artstallene var det økning (tabell 3.1.3-1). Økningen i individtall kan tyde på økt organisk belastning (men se kommentarer om bløtbunnsfauna s. 124). Økt sedimentering av bl.a. plankton gir grunnlag for større produksjon av bunndyr.

Stasjon HB1

Stasjonen ligger på 298 m dyp. Sedimentet besto av løs, siltig leire. Det fantes noe skjellsand, skallbiter, grus, småstein og slagg, samt enkelte plantefragmenter. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=18.5$). Det var et normalt artstall ($S=75$) og et høyt individtall ($N=3574$). De vanligste artene var manglebørstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii* og *Myriochele oculata*. Særlig de to første er tolerante arter som ofte øker i mengde på forurensete lokaliteter, men de kan finnes i stort antall også ved naturlige forhold. Indikatorartsindeksen var normal ($AI=7.8$), noe som viser et normalt innslag av forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var noe lavere enn normalt ($H=3.29$ og $ES_{100}=18.6$). Det var en kraftig økning i individtall fra 1989 til 1995 (tabell 3.1.3-1 - tabell 3.1.3-2). Dette kan tyde på økt organisk belastning. Tilstanden i 1995 klassifiseres som mindre god (II).

Stasjon HB2

Stasjonen ligger på 250 m dyp. Sedimentet besto av fin siltig leire med lite eller ingen grus og steiner. Det fantes noe grov skjellsand og større skallbiter. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=17.1$). Det var et normalt artstall ($S=96$) og et nokså høyt individtall ($N=2803$). De vanligste artene var manglebørstemarkene *Myriochele oculata*, cirratulider (særlig *Chaetozone setosa*), *Heteromastus filiformis* og *Paramphinome jeffreysii* (tabell 3.1.3-3). Faunaen var altså dominert av de samme artene som på stasjon HB1. Økningen i individtall fra 1989 til 1995 var betydelig, men ikke så kraftig som på HB1. Indikatorartsindeksen var høy ($AI=8.0$), noe som viser et betydelig innslag av forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var nokså normalt ($H=3.63$ og $ES_{100}=20.8$)⁶. Tilstanden klassifiseres som god (I), selv om økningen i individtall fra 1989 til 1995 kan tyde på økt organisk belastning.

Stasjon HB3

Stasjonen ligger på 135 m dyp. Sedimentet besto av sand med skjellsand, grus og stein. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=19.5$). Det var et meget høyt artstall ($S=149$) og et nokså høyt individtall ($N=2299$). De vanligste artene var manglebørstemark av familiene Cirratulidae og Ampharetidae (særlig *Amythasides macroglossus* og *Melinna cristata*) og *Myriochele oculata*. Sistnevnte var den mest tallrike i 1995, men fantes ikke i 1989 (tabell 3.1.3-4). Indikatorartsindeksen var normal ($AI=7.8$), noe som viser et normalt innslag av forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var nokså høyt ($H=4.55$ og $ES_{100}=33.9$) og høyere enn på stasjon HB1 og HB2. Tilstanden klassifiseres som god (I), selv om økningen i individtall fra 1989 til 1995 kan tyde på økt organisk belastning.

⁶ Normal verdi for H er ca. 4. Normal verdi for ES_{100} er ca. 20.

Stasjon HB4

Stasjonen ligger på 161 m dyp. Sedimentet besto av sandig silt og fin skjellsand med enkelte større skjellbiter. Det var lite eller ingen grus og steiner og små mengder tang- og tarefragmenter. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=20.1$). Det var et normalt artstall ($S=98$) og et normalt individtall ($N=1655$). De vanligste artene var mangebørstemarkene *Paramphinome jeffreysii* og Cirratulidae. Faunaen var altså dominert av de samme artene som på stasjon HB1 og HB2. Økningen i individtall fra 1989 til 1995 var betydelig, men ikke så kraftig som på HB1 (tabell 3.1.3-5). Indikatorartsindeksen var høy ($\text{AI}=8.0$), noe som viser et betydelig innslag av forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var normalt ($H=4.36$ og $\text{ES}_{100}=28.5$) og høyere enn på stasjon HB1 og HB2. Tilstanden klassifiseres som god (I), selv om økningen i individtall fra 1989 til 1995 kan tyde på økt organisk belastning.

Stasjon HB5

Stasjonen ligger på 71 m dyp. Sedimentet besto av sand, noe grovere enn på stasjon HB3. Det fantes en del fin skjellsand med noen større skjellbiter og en del grus, samt enkelte algerester. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=20$). Det var et meget høyt artstall ($S=153$) og et normalt individtall ($N=1541$). De vanligste artene var mangebørstemarkene *Paradoneis lyra*, Ampharetidae (særlig *Melinna cristata*), og Sabellidae (særlig *Jasmineira* sp.) (tabell 3.1.3-6). Indikatorartsindeksen var normal ($\text{AI}=7.1$). Artsmangfoldet var meget høyt ($H=5.36$ og $\text{ES}_{100}=41.7$). Tilstanden klassifiseres som god (I).

Stasjon HB6

Stasjonen ligger på 91 m dyp. Sedimentet besto av siltig leire og grov skjellsand med enkelte større skjellbiter. Det var ingen grus og steiner, men en god del synlig organisk materiale. Innholdet av totalt organisk karbon var moderat forhøyet ($\text{TOC}_{63}=24$). Det var et normalt artstall ($S=99$) og et normalt individtall ($N=1581$). De vanligste artene var mangebørstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Myriochele oculata* og *Amaeana trilobata* (tabell 3.1.3-7). Indikatorartsindeksen var normal ($\text{AI}=7.0$). Artsmangfoldet var høyt ($H=5.21$ og $\text{ES}_{100}=37.5$). Tilstanden klassifiseres som god (I).

Stasjon HB7

Stasjonen ligger på 130 m dyp. Sedimentet besto av siltig leire, iblandet sand, skjellsand, enkelte større skall og en god del grus og stein. Det var ikke synlig organisk materiale. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=18$). Det var et høyt artstall ($S=101$) og et høyt individtall ($N=2168$). De vanligste artene var mangebørstemarkere av familien Cirratulidae (særlig *Chaetozone setosa* og *Tharyx* sp.) og *Paramphinome jeffreysii* (tabell 3.1.3-8). Indikatorartsindeksen var normal ($\text{AI}=7.7$). Artsmangfoldet var normalt ($H=4.18$ og $\text{ES}_{100}=26.6$). Tilstanden klassifiseres som god (I).

Stasjon HB8

Stasjonen ligger på 152 m dyp. Sedimentet besto av løs, siltig leire, noe fastere under. Det var iblandet fin og grov skjellsand og enkelte steiner. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=18$). Det var et høyt artstall ($S=115$) og et høyt individtall ($N=3280$). De vanligste artene var mangebørstemarkene *Myriochele oculata*, *Paramphinome jeffreysii*, cirratulider (særlig *Chaetozone setosa* og *Tharyx* sp.) og *Heteromastus filiformis* (tabell 3.1.3-9). Faunaen var altså dominert av de samme artene som på stasjon HB1, HB2 og HB4. Økningen i individtall fra 1989 til 1995 var kraftig, med unntak av *Heteromastus filiformis*, som var tallrik også i 1989.

Indikatorartsindeksen var høy (AI=8.0), noe som viser et betydelig innslag av forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var normalt (H=3.94 og ES₁₀₀=23.8). Tilstanden klassifiseres som god (I), selv om økningen i individtall fra 1989 til 1995 kan tyde på økt organisk belastning.

Stasjon HB9 (28 m)

Det var vanskelig å få prøver fra det samme dypet som i 1989 (48 m). Det lyktes bare å få én prøve fra 48 m i 1995 (se HB9 nedenfor). Stasjonen ble derfor flyttet noe østover, til 28 m dyp. Sedimentet besto av sand og grov skjellsand med litt småstein. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt (TOC₆₃=20). Det var et normalt artstall (S=93) og et normalt individtall (N=1263). Faunaen var tydelig forskjellig fra faunaen på de andre stasjonene i Håsteinfjorden. Dette har trolig sammenheng med det meget grove sedimentet og det grunne dypet. Vanligst var små sjøanemoner (Anthozoa) og manglebørstemark av familien Sabellidae (tabell 3.1.3-10). Artsmangfoldet var høyt (H=5.32 og ES₁₀₀=39.7). Indikatorartsindeksen var noe lav (AI=6.9), men det er vanlig at denne indeksen har lav verdi på grunne lokaliteter, også om lokaliteten ikke er forurenset (Rygg, 1995a). Tilstanden klassifiseres som god (I).

Stasjon HB9 (48 m)

Stasjonen ligger på 48 m dyp. Det ble tatt én grabbprøve. Sedimentet besto av sand, grus, småstein og fin skjellsand. Det ble ikke tatt prøve til sedimentanalyser. Tatt i betraktning av at det bare ble innsamlet én grabbprøve, var det høyt artstall (S=72) og høyt individtall (N=428). Vanligst var små sjøanemoner (Anthozoa), manglebørstemarken *Paradoneis lyra* og arter av familien Sabellidae. Polyplacophora var vanlige både i 1989 og 1995 (tabell 3.1.3-10). Artsmangfoldet var meget høyt (H=5.31 og ES₁₀₀=41.4). Indikatorartsindeksen var noe lav (AI=6.8). Tilstanden klassifiseres som god (I).

Sedimenter

Stasjonene i Håsteinfjorden viste stort sett normale verdier av totalt organisk karbon (figur 3.1.3-1).

4.1.4. Miljøgifter i organismer

Metallinnhold i tang

Analysene av krom, nikkel, kobber, sink, kadmium, kvikksølv og bly i sagtang på fem ulike lokaliteter (Fjøløy, Alstein, Grønningen, Tungenes og Vistnestangen) viste at overflate-vannmassene i Håstein- og Kvitsøyfjorden neppe har gjennomsnittlige metallnivåer over anslåtte høye bakgrunnskonsentrasjoner (Knutzen og medarb., 1993, Knutzen, pers. medd.), se tabell 3.1.4-1. Sammenlignet med undersøkelsene i 1989 - 1991 av OCEANOR (Stokland, 1992) er det små endringer. Den største forskjellen er reduksjonen i blyinnhold i 1995, som er ca. 90%. Den antatt påvirkede stasjonen ved Vistnestangen under forrige undersøkelse var endret fra 5.1 til 0.40 mg/kg tørrvekt. Det var ellers en økning av nikkel i 1995, hvilket kan indikere en liten oljepåvirkning.

Metallinnhold i strandsnegl, taskekrabbe, reker og torsk (muskel og lever)

Strandsnegl

Analysene for strandsnegl, tabell 3.1.4-2, viste metallnivåer som lå godt under antatt høye bakgrunnsnivåer (Knutzen og medarb., 1993). Disse resultatene skulle sammen med metallverdiene i sagtang tilsi at overflatevannmassene i Håsteinfjorden neppe er kontaminert med metaller. Sammenlignet med data innsamlet tidligere (Stokland, 1992) ble det konstatert samme tendensen som

for sagtang ved at blynivåene var redusert betydelig i 1995, mens nikkel-konsentrasjonene hadde økt noe, dog mindre enn for sagtang.

Taskekrabbe

Det er utført fem analyser på krabbesmør og to på krabbeklør, tabell 3.1.4-3. Alle verdiene er generelt lave. I krabbesmør er muligens kobberverdien på Fjøløy noe forhøyet, mens kvikksølv ligger svakt i overkant i krabbeklokjøtt på flere lokaliteter. Dette spiller ingen rolle i forhold til spiselighet.

Reker og torsk

Alle metallverdier i reker, torskefilét og lever var lave, tabell 3.1.4-3.

Innhold av organiske miljøgifter i strandsnegl, taskekrabbe, reker og torsk (muskel og lever)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner - PAH

I følgende vurderinger brukes betegnelsene "oljerelaterte forbindelser" og "eg. PAH". Med oljerelaterte forbindelser menes naftalener og disykliske forbindelser. SUM i tabellene fratrukket de oljerelaterte gir "eg. PAH". Dette gjøres fordi naftalener utvilsomt er mer karakteristisk for olje enn forbrenningsavlede PAHer, der tri- til polysykliske komponenter dominerer.

Strandsnegl

Dataene i vedleggsrapport kapittel 7.4-1 for strandsnegl viser meget (nærmest tvilsomt) lave nivåer, med mindre det er tidligere antagelser om bakgrunnsverdier på 10 - 50 ug/kg v.v. som er feil.

Taskekrabbe

Bruk av krabbeklør i slike analyser er lite velegnet. Imidlertid ble det brukt i tidligere vurderinger (Stokland, 1992), og derfor er det også analysert på krabbeklør på to av stasjonene i denne undersøkelsen. På grunn av større fettinnhold i krabbesmør (brunmat/hepatopancreas) er denne delen av krabben mer velegnet enn klør og er således benyttet fra alle fem lokalitetene.

Krabbesmør

Alle prøvene var tydelig påvirket av oljerelaterte forbindelser (vedleggsrapport kapittel 7.4-2a og 7.4-2b). PAH-innholdet var imidlertid ubetydelig. Det er få data i litteraturen å sammenligne med, men i havneområdet i Byfjorden i Bergen ble det observert både høyere og (mest) lavere verdier av disse oljerelaterte komponentene i krabbesmør, 50 - 1.000 ug/kg v.v. (Skei og medarb., 1994).

Krabbeklør

Også disse prøvene var oljepåvirket (vedleggsrapport kapittel 7.4-3). Det burde overhodet ikke være noen særlige konsentrasjoner. Imidlertid er det viktig å understreke at i litteraturen omtales naftalener og lignende flyktige disykliske stoffer som en gruppe som lever sitt eget liv på laboratoriene uten spesielle foranstaltninger. M.a.o. er det fare for en viss kontaminering fra laboratoriene i sin alminnelighet. Dette kan gjelde prøven med krabbeklør fra Vistnestangen, men er utelukket for tilsvarende prøve fra Tungenes. I relasjon til en mulig kontaminering står de ekstremt lave nivåene for strandsnegl, innsamlet på de samme lokaliteter som krabbep prøvene. Funnene influerer ikke på krabbenes spiselighet.

Reker og torsk (muskel og lever)

Resultatene finnes i vedleggsrapport kapittel 7.4-3. Nivåene er jevnt over lave og ubetydelige.

Klororganiske stoffer

Strandsnegl

For denne dyregruppen mangler referanseverdier, men dataene i vedleggsrapport kapittel 7.4-4 viser lave nivåer i forhold til referanseverdiene i blåskjell.

Taskekrabbe

Krabbesmør

Det er heller ikke her etablert referanseverdier, men i andre sammenhenger (Knutzen og medarb., 1995) er det sagt at PCB-innholdet i hvert fall ikke bør overstige 100 ug/kg v.v. (kanskje heller mindre enn 50). Det var følgelig lavt PCB-innhold i krabbene, se vedleggsrapport kapittel 7.4-5. Den lille forskjellen mellom stasjonene innbyrdes utjevnes nesten ved omregning til fettbasis.

De øvrige klororganiske komponentene, DDT/DDE, HCB, HCH o.a. (vedleggsrapport kapittel 7.4-5), lå også på lave nivåer uten noen praktisk betydning for miljøkonsekvenser.

Krabbeklokjøtt

Ut fra vedleggsrapport kapittel 7.4-6 går det tydelig frem at klokjøtt ikke forsvarer sin plass som medium for organiske klorforbindelser.

Reker og torskefilet

Vedleggsrapport kapittel 7.4-6 viser lave verdier.

Torskelever

PCB-nivåene i vedleggsrapport kapittel 7.4-6 er lave/moderate. Knutzen & Green (1995) opererer med referanseverdier for PCB₇ på 500 ug/kg v.v. i torskelever, mens høyeste verdi i Håsteinfjorden lå på 162. Også for de øvrige klororganiske stoffene var nivåene lave.

EPOC1-verdiene er alltid meget vanskelig å tolke (vedleggsrapport kapittel 7.4-7 og 7.4-8), men det er ingen grunn til å anta at disse klororganiske nivåene har noen betydning for miljøet i Håsteinfjorden.

4.1.5. Miljøgifter i sedimenter

I Håsteinfjorden var sedimentene stort sett lite forurenset av tungmetaller i 1995 (tabell 3.1.5-4). Moderat forurensning med bly (Pb) fantes på noen av stasjonene, som i 1989 (Stokland, 1992).

Håsteinfjorden var moderat til sterkt forurenset av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (særlig av de oljerelaterte komponentene naftalener og disykliske forbindelser)⁷ og av ekstraherbart

⁷ Klassifiseringen av ΣPAH forutsetter egentlig en høy prosent av forbrennings-PAH i totalkonsentrasjonen, men oljerelaterte PAH dominerte i Håsteinfjorden. For forbrennings-PAH kan derfor klassifiseringen av Håsteinfjorden være for streng, og den er usikker

persistent organisk bundet klor (EPOCI). De oljerelaterte komponentene ble ikke påvist i 1989 (Stokland, 1992).

Konsentrasjonene av heksaklorbensen (HCB) var lave.

I Håsteinfjorden var tungmetallverdiene for totale sedimentprøver i 1995 gjennomgående lavere enn for finfraksjon av sedimenter i 1989, mens verdiene for beregnet konsentrasjon i finfraksjon i 1995 viste høyere verdier (tabell 3.1.5-3). Kobber (Cu), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) på stasjon HB1 viste nedgang både i total- og finfraksjon. På flere av stasjonene (også HB1) viste krom (Cr) økning i både total- og finfraksjon. Verdiene for beregnet konsentrasjon i finfraksjon viste størst økning på stasjonene hvor finfraksjonen bare utgjorde en liten del av sedimentet (HB3, HB5 og HB9), mens totalfraksjonen viste nokså lave konsentrasjoner. Sammenligningen mellom 1989 og 1995 blir svært usikker på disse stasjonene. Det kan ikke konkluderes med at det har skjedd endringer i tungmetallforurensningen i Håsteinfjorden fra 1989 til 1995.

4.1.6. Forurensningstilstanden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Sammenlignet med resultatene fra 1989/91 er det en generell bedring i næringssaltnivået i 1995. Alle stasjoner og parametre indikerte god tilstand med unntak for nitrat, som viste moderat påvirkning på to av prøvetakingsstasjonene. Badevannskvaliteten var like god som i 1989/91. Siktedyptet var godt i hele området. Høyest artsdiversitet av gruntvannsorganismer ble registrert på Tungenes og Grønningen. Disse stasjonene hadde også høyest grønnalge-prosent, hvilket kan tyde på eutrofi-effekter. En av de to ovennevnte prøvetakingsstasjoner med moderat påvirkning av nitrat ligger relativt nær Grønningen, hvilket kan være en mulig forklaring på et noe høyt grønnalgeinnslag på referanselokaliteten. Generelt var det liten forskjell mellom organismesamfunnene på de ulike gruntvannsstationene. Ved å sammenligne antall arter totalt med basisundersøkelsen ble det funnet lavere antall på Fjøløy og Tungenes i 1995 men høyere på Alstein, Grønningen og Vistnestangen i 1995.

Metallinnholdet i overflatelaget var generelt lavt, viser analyser av sagtang, strandsnegl og krabber. Blyinnholdet i tang ved Vistnestangen er sterkt redusert siden 1989/91, mens det er observert en liten økning av nikkell, som kan indikere en mulig oljepåvirkning. I krabbeprøvene kan det muligens spores en kobbergradient (moderat forurensning) nordover mot Fjøløy. Imidlertid er det ingen av metallnivåene som influerer på krabbenes spiselighet.

Analyser av klororganiske forbindelser tilsier at disse stoffer neppe påvirker miljøet i Håsteinfjorden, mens oljerelaterte forbindelser som naftalener og disykliske komponenter ble målt i betydelige mengder i krabbe på alle fem undersøkte lokaliteter. Disse stoffene, øvrige PAH-forbindelser og klororganiske komponenter ble ikke påvist under basisundersøkelsen. Høye konsentrasjoner av naftalener og beslektede komponenter tyder på oljebelastning i hele Håsteinfjorden, hvilket kan skyldes stor skipstrafikk. Imidlertid influerer ikke nivåene på krabbenes spiselighet.

for oljerelaterte PAH, siden grensen for høyt diffust bakgrunnsnivå for oljerelaterte PAH er utilstrekkelig kjent. Denne kommentaren gjelder også for Hafstrafjord.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Bunnvannet tilføres jevnlig oksygenrikt vann, og/eller den organiske belastningen er liten. Tilstanden er således god. Analysene fra 10 bløtbunnsstasjoner viser også at tilstanden er god på alle lokaliteter unntatt stasjonen på 298 m dyp vest for Fjøløy, som klassifiseres som mindre god. Stort sett ble det funnet normalverdier for totalt organisk karbon i sedimentene. Generelt var det liten forurensning av tungmetaller, bare moderat påvirkning av bly, som også ble registrert i 1989. Imidlertid ble det registrert sedimenter som var moderat til sterkt forurenset av de samme oljerelaterte forbindelsene som ble funnet i krabbe, hvilket bekrefter en oljebelastning i området. Analyser av reker og torsk viste lave nivåer for såvel metaller som organiske miljøgifter. Sammenlignet med basisundersøkelsene er det neppe endringer i metallnivåene i sedimenter fra Håsteinfjorden fra 1989/91 til 1995.

4.2. Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden

4.2.1. Vannkvalitet og planteplankton

Oksygen og vannutskiftning

Gandsfjorden

Vannutskiftning i fjorden skjer over terskeldypet, og det skjedde tilsynelatende ingen dypvannsutskiftning i hele måleperioden (figur 3.2.1-1). Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet reduseres raskt fra 100 meters dybde (figur 3.2.1-3). For 150 meters dypet ble det målt en viss økning i oksygenkonsentrasjonen etter septembermålingene, noe som kan indikere en viss innstrømming av vann over terskelen etter målingene i august. I de dypeste lagene ble det observert oksygenverdier tilsvarende det som er funnet i tidligere undersøkelser (Bokn og medarb., 1987). Sammenlignet med tidligere undersøkelser er det ikke skjedd en endring av oksygenforholdene i dypvannet. Oksygenforholdene innenfor måleperioden på fem måneder klassifiseres i tilstandsklasse III til IV, "Nokså dårlig" til "Dårlig" (Rygg & Thélin, 1993).

Riskafjord

Riskafjorden er 90 meter dyp med et terskeldyp på 65 meter. Resultatene fra juni indikerer at det har foregått en innstrømming av saltere vann til dyplaget. I perioden mellom juli og september er det også indikasjoner på innstrømming av saltere vann til dypere lag av fjorden (figur 3.2.1-4).

Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet (figur 3.2.1-6) er tilsvarende resultatene fra 1986/87 for 50 og 75 meter, men betydelig bedre enn for tidligere målinger for 90 meters dypet (Bokn og medarb., 1987). Resultatene fra 1995 indikerer en bedring av oksygenforholdene i bunnvannet i fjorden. Oksygenforholdene innenfor måleperioden på fem måneder klassifiseres i tilstandsklasse II "Mindre god" (Rygg & Thélin, 1993).

Byfjorden/Åmøyfjorden

Målingene av salt og temperatur i fjorden indikerer en jevnlig utskifting av vann i hele måleperioden (figur 3.2.1-7). Et tilfelle av lave oksygenforhold i bunnvannet i juli, etterfulgt av høyere verdier i september tyder på en stagnerende periode etterfulgt av en fornyelse av bunnvannet i denne perioden (figur 3.2.1-9). Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet var tilsvarende som for Håsteinfjorden, med et unntak hvor det ble observert lave oksygenkonsentrasjoner i dypvannet. Tidligere målinger her

har ikke vist tilsvarende lave oksygenivåer (Bokn og medarb., 1987), men eldre undersøkelser av bunnfaunaen i Åmøyfjorden har gitt indikasjoner på at det til tider kan være oksygenproblemer i fjorden (Dahle, 1984). I hvilken grad oksygenreduksjonen i fjorden i 1995 indikerer en forverret oksygensituasjon generelt, er usikkert. Dette er imidlertid en indikasjon på at det kan være nødvendig å overvåke utviklingen i fjorden. Oksygenforholdene innenfor måleperioden på fem måneder klassifiseres i tilstandsklasse I "God", med et unntak som plasserer fjorden i tilstandsklasse III "Nokså dårlig", basert på minimumsverdier for oksygen i bunnvannet over året (Rygg & Thélin, 1993).

Næringssalter

Vurdert i forhold til resultatene fra tidligere undersøkelser er status for næringssalt i overflatevannet forbedret i de tre fjordene (tabell 3.2.1-2). Tidligere undersøkelser for Gandsfjorden ga et dårligere resultat hvor samtlige parametre kan plasseres i tilstandsklasse II "Mindre god", med unntak for total nitrogen som også i tidligere undersøkelser faller innenfor klasse I "God" (tabell 3.2.1-3). Tilsvarende for Riskafjorden er det mulig å spore en bedring for parametrene som tidligere kom dårlig ut. Dette var total nitrogen og total fosfor som da kunne klassifiseres til klasse III ("Nokså dårlig"). Den samme tendensen gjelder for Byfjorden/Åmøyfjorden, hvor lavere verdier for total fosfor og nitrat klassifiserer fjorden i tilstandsklasse I "God". Denne undersøkelsen viser en reduksjon av næringssalttilførselen til overflatevannet. Oksygenforholdene i dypvannet i Riskafjorden gjenspeiler dette. Tilsvarende ble ikke observert for Gandsfjorden. Utviklingen i Byfjorden er usikker og en oppfølging av oksygenutviklingen i bunnvannet anbefales.

Siktedyp

Minimums siktedyp i de tre fjordene skyldes en oppblomstring av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* som er en vanlig forekommende alge på Vestlandet tidlig på sommeren. Det ble observert en generell økning i siktedypet utover sommer og høst, men markert lavere enn for Håsteinfjorden. Dette indikerer at disse fjordene fremdeles er utsatt for overgjødning. Siktedypet tilfredsstiller SFTs tilstandskriterier (Rygg & Thélin, 1993) til klasse I "God" for Byfjorden, klasse III "Nokså dårlig" for Riskafjorden og Gandsfjorden.

Planteplankton

Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* og diatomeen *Skeletonema costatum* dominerte også Byfjorden, Gandsfjorden og Riskafjorden i juni. I tillegg, som for Håsteinfjorden, ble det også observert betydelige mengder av dinoflagellaten *Dinophysis* i håvtrekkene. Denne slekten inneholder flere arter som produserer DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning). Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) har satt fargrensene for total forekomst av *Dinophysis* til 1.200 celler pr. liter.

Hygieniske forhold - badevannskvalitet - Termostabile koliforme bakterier (TKB)

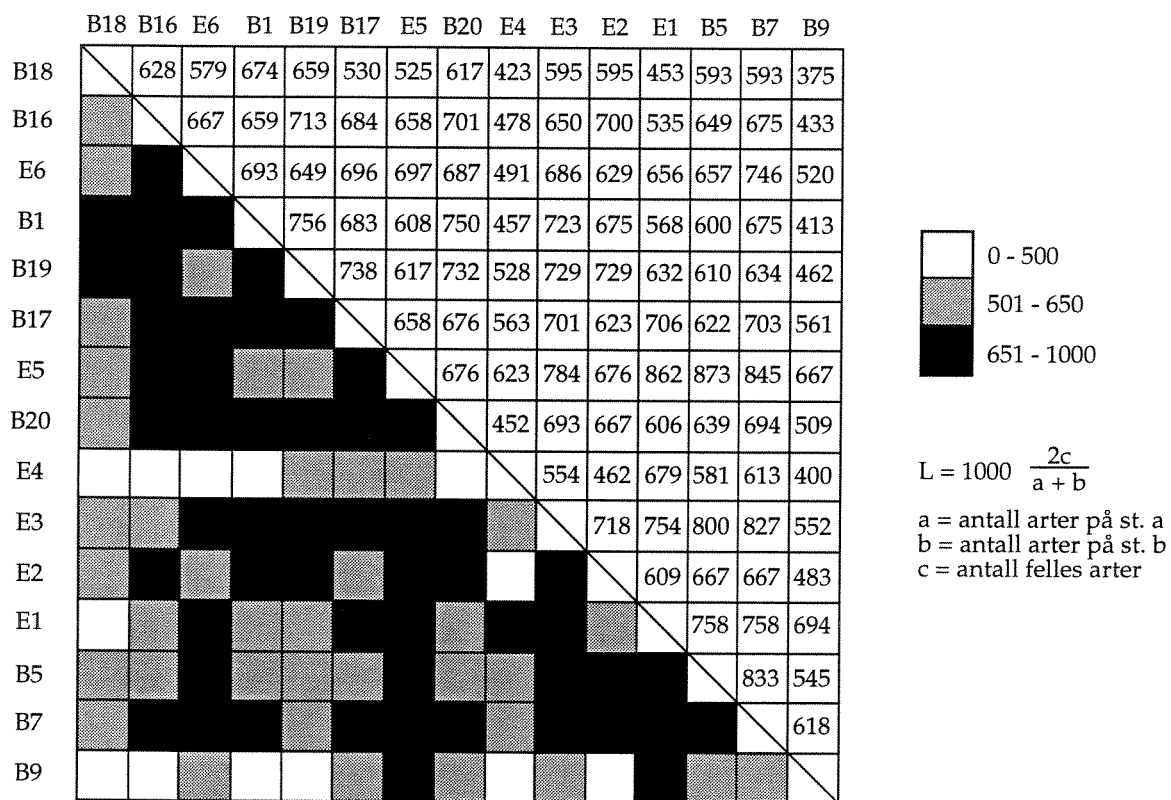
Ifølge kriteriene for badevannskvalitet er alle målingene for Gandsfjorden (5), Riskafjord (5A) og Byfjorden/Åmøyfjorden (st.1) innenfor kategorien egnet for bading. Dette er en klar forbedring fra tidligere målinger hvor det ble påvist langt høyere antall TKB. Dahle (1984) rapporterer 0 - 26 TKB pr. 100 ml sjøvann for Riskafjord som er innenfor badevannskvalitet "Egnet". For Byfjorden var det imidlertid funnet fra 8 til >500 (stasjon 3) og 3 til 400 (stasjon 2) (Dahle, 1984). I denne undersøkelsen var høyeste verdi for TKB for de samme stasjonene henholdsvis 18 og 23 pr. 100 ml sjøvann. Denne undersøkelsen viser en forbedring av de hygieniske forhold i de tre fjordene.

4.2.2. Gruntvannssamfunn

Erfaringsmessig vil rene kystfarvann langs norskekysten med saltholdighetsnivåer over 20 - 25 psu normalt oppvise forholdstall mellom rød-, brun- og grønnalger på 45 +/- 10 : 35 +/- 10 : 15 +/- 5 (Bokn, 1979). Flere arter og slekter av grønnalger favoriseres under miljøforhold som økt forurensningsbelastning eller ferskvannstilrenning. Brunalgene kan ofte vise størst konstans i ovennevnte relasjon, mens grønnalgene relativt hurtig utkonkurrerer rødalgene og kan etter hvert overta som største algegruppe. Forholdet mellom brun- og rødalger synes også å være labil under overgjødslingssituasjoner. I den følgende diskusjon vil det bli lagt vekt på :

- Likhet mellom stasjonene innenfor hvert fjordområde og mellom hvert av fjordområdene.
- Stasjonenes innbyrdes likhet i 4 - 5 registreringsår.
- Prosentfordeling mellom de tre algegrupper på hver stasjon i 1995 og tidligere år.
- Prosentfordeling mellom de samme gruppene i alle tre fjordområder.

Likhetsmatriser er satt opp i figur 4.2.2-1, mens prosentfordeling finnes i tabellene 3.2.2-2 og 4.2.2-1.



Figur 4.2.2-1. Stasjonenes innbyrdes grad av likhet mht. artssammensetning av fastsittende alger (tang og tare).

Byfjorden

Undersøkelser av gruntvannssamfunn sommeren 1995 har vist at lokalitetene ved Mekjarvik og Saltneset på Hundvåg hadde endret karakter siden undersøkelsene i 1985 - 87. Mindre stabile algesamfunn var erstattet med flerårige arter, som kan indikere bedre lokal vannkvalitet. Utviklingen på stasjonen på Åmøy har muligens gått i motsatt retning og bør observeres i årene fremover. Den samme, litt negative utvikling, kan muligens også spores på Vardeneset. Lokaliteten på Tjuvholmen har ikke endret sammensetningen på organismsamfunnene siden 1980-årene og er således den stasjonen i Byfjorden som fremdeles bærer preg av eutrofe vannmasser.

De opprinnelige gruntvannsstasjonene i Byfjorden, som ble undersøkt i 1995, er B18, B16, B19, B17, B1 og B20 sett fra NV til SØ. Siden 1976 er gruntvannssamfunnene på alle stasjonene registrert i 4 - 5 ulike år. Artsantallet på alle stasjoner i Byfjorden viser at vekstforholdene har vært tilfredsstillende på alle lokaliteter sammenlignet med undersøkelser i andre regioner med god vannkvalitet, f.eks. kystområdene utenfor Hafrsfjord og Vigra på Sunnmøre (Bokn, 1972, Bokn & Molvær, 1996).

Som tidligere undersøkelser har vist, er B18 fremdeles mest ulik de andre stasjonene (Bokn og medarb., 1986), men det synes som om B18, B16, B19 og B1 i den åpne delen av Byfjorden har den største biodiversiteten. Unntaket her er B17 i Åmøyfjorden. I 1995 er B18, B16 og B19 registrert med betydelig høyere artsantall av fastsittende alger, fra 60 til 25% økning, enn i 1985, tabell 4.2.2-1.

Tabell 4.2.2-1. Prosentfordeling av algeklasser rød-, brun- og grønnalger på 10 lokaliteter gjennom 4 - 5 ulike år.

Årstall		B18				B19				B16								
		-85	-86	-87	-95	-85	-86	-87	-95	-80	-81	-85	-95					
Antall alger pr. stasjon		28	32	35	45	37	41	40	46	46	42	32	41					
Prosentfordeling av algeklass.	Rødalger	43	34	34	42	32	44	30	50	52	43	37	49					
	Brunalger	39	44	46	45	49	39	50	33	33	40	47	34					
	Grønnalger	18	22	20	13	19	17	20	17	15	17	16	17					
Årstall		B17				B20				B1								
		-80	-81	-85	-95	-85	-86	-87	-95	-76	-80	-81	-85	-95				
Antall alger pr. stasjon		43	36	38	38	34	34	34	36	23	47	42	44	44				
	Rødalger	42	36	32	45	38	32	32	47	31	53	45	39	41				
	Brunalger	44	47	50	34	35	38	38	25	52	34	41	43	36				
	Grønnalger	14	17	18	21	27	30	30	28	17	13	14	18	23				
Årstall		B5				B7				B9				B6		E1		
		-76	-85	-86	-87	-95	-76	-80	-81	-95	-76	-80	-81	-95	-76	-80	-81	-95
Antall alger pr. stasjon		28	34	36	36	36	28	42	33	36	14	17	16	19	23	23	33	30
	Rødalger	39	41	39	44	42	39	45	43	42	28	53	31	53	48	44	40	50
	Brunalger	50	44	44	36	42	39	41	39	39	36	29	31	16	22	26	33	30
	Grønnalger	11	15	17	20	16	22	14	18	19	36	18	38	31	30	30	27	20

Dette kan tyde på en viss forbedring i vannkvalitet, men kan også skyldes årsvariasjoner forårsaket av naturlige meteorologiske og oseanografiske svingninger. Registreringer fra kun ett år kan vanskelig skille mellom antropogene og naturlige påvirkninger.

Til tross for en relativt stor økning i artsantall på B18, var det ingen økning i grønnalgearter på denne stasjonen, og følgelig ble grønnalgeinnslaget i floraen tydelig redusert. Imidlertid har artene, som er observert på stasjonen de siste tre registreringsår (1986/87/95), hatt relativ stor likhet med hverandre. Tilsvarende likhet er også registrert for B19.

Alle B-stasjonene i Byfjorden var med unntak av B18 lik hverandre med hensyn på algevegetasjonen. B16 og B20 har i tillegg hatt en stabil vegetasjon i registreringsårene, henholdsvis (1980/81/85/95) og (1985/86/87/95), tabell 4.2.2-1.

St. B17 i Åmøyfjorden viste størst innbyrdes likhet mellom 1985 og 1995. Fra 1980 til 1995 har grønnalgeandelen øket med 50%, mens artsantallet er noe redusert. I denne delen av fjordsystemet er det mulig at vi kan spore en negativ utvikling, hvilket er viktig å følge opp i årene fremover.

St. B1 på Vardeneset ble valgt i tillegg til st. E6 inne i båthavnen i "Litla Dusavigå". I tillegg til å være lik alle de andre stasjonene i Byfjorden ble det observert størst innbyrdes likhet i vegetasjons-sammensetningen tilbake til 1981. Likheten mellom 1995-registreringene og observasjonene i 1976 og 1980 var mindre. Siden 1980 har artsantallet vært ualminnelig stabilt, men fra 1981 har grønnalgeandelen av algesamfunnet økt med 77% til 1995. Selv om prosentdelen av grønnalger var relativt lav i 1981/85, kan disse resultatene bety at vannkvaliteten fra Dusaviga påvirker gruntvannssamfunnene på Vardeneset.

St. B20 på Tjuvholmen har stor likhet med de øvrige stasjonene unntatt B18. Den har også vist innbyrdes likhet gjennom fire registreringsår (1985/86/87/95). Artsantallet har også vært meget stabilt. Det samme har en høy grønnalgeprosentdel vært. Etter de tre første observasjonsårene ble det konkludert med at gruntvannssamfunnene på B20 var påvirket av eutrofe (overgjødslende) vannmasser. Undersøkelsene i 1995 har avslørt de samme effekter som ble registrert i tidligere år og kan således ikke bekrefte noen bedring i vannkvaliteten.

Gandsfjorden

Utenfor Hillevågsvannet og i særdeleshet nær Sandnes havnebasseng registreres det fremdeles eutrofi-effekter på algesamfunnene, selv om det kan være tegn på en gryende bedring på førstnevnte lokalitet. Forholdene nær Vaulen/Hinna synes å være tilfredsstillende.

Til denne fjorden hører stasjonene B7 ytterst i Hinnavågen, B7 i Rovik i Vågen i Sandnes og E1 som ble lagt på samme lokalitet som den gamle stasjonen B6.

St. B6/E1 ligger like ved utløpet av Hillevågsvannet og har tidligere vist klare tegn på overgjødslende vannmasser. I 1995 var det relativt stor likhet med de to andre stasjonene i fjorden. Det har vært en viss innbyrdes likhet i alle undersøkte år (1976/80/81/95), men et lavt artsantall i 1976 har økt gradvis frem til undersøkelsen i 1995, samtidig som en høy grønnalgeprosent har blitt redusert betydelig. Dette kan muligens tyde på en gryende bedring av vannkvaliteten på lokaliteten.

St B7 hadde ingen større likhet med B9, men bortsett fra 1976 viste lokaliteten innbyrdes likhet gjennom de samme årene som B6. I tillegg ble det i 1976 observert lavt artsantall og relativt høy grønnalgeprosent. Tidlig på 1980-tallet og i 1995 ble dette endret til middels artsantall og normal prosentfordeling mellom de tre algegruppene, tabell 4.2.2-1.

St. B9 i nærheten av Sandnes havn har siden undersøkelsene startet i 1976 vært et fattig område med hensyn til marine organismer. Riktignok er det likhet mellom stasjonen ved Hillevågsvannet, men artsantallet er ekstra lavt på B9 og grønnalgeandelen er fremdeles den høyeste i fjordsystemet. Det er heller ikke funnet noen innbyrdes likhet mellom årene på stasjonen, hvilket sannsynligvis skyldes mye ettårige alger, som gir en ustabil algevegetasjon. Årsaken til en vegetasjon med stor andel ettårige (eller ephemere) alger er sannsynligvis de eutrofe vannmasser innerst i Gandsfjorden.

Riskafjorden

De tegn på overgjødslingsprosesser som ble antydnet etter undersøkelsene i 1980-årene synes ikke å ha utviklet seg i 1995.

I denne lille fjorden er det lagt én stasjon, B5, som er registrert i fem ulike år (1976/85/86/87/95). Større likhet med andre B-stasjoner er kun funnet hos B7, Vaulen. Imidlertid har den innbyrdes likhet vært stor i alle år, og artsantallet på stasjonen har vært svært stabilt og kan sammenlignes med tilsvarende data på stasjonene B17, B20, og B7. Prosentfordelingen mellom de tre algegruppene har i alle år ligget innenfor det normale, tabell 4.2.2-1.

Sammenfattende vurdering av algevegetasjonen på B-stasjonene i By-, Gands- og Riskafjorden

Sammenligning med seks lokaliteter i Byfjorden og fire lokaliteter i Gands- og Riskafjorden viser at kun området ved Vaulen/Hinna har tilnærmet samme algesamfunn som stasjonene i Byfjorden og må antas å leve i bedre vannkvalitet enn de tre øvrige stasjonene i Gands- og Riskafjorden.

Likheter funnet mellom B-stasjoner i disse tre fjordavsnitt er begrenset. Ingen av Byfjord-lokalitetene har noen større likhet med B5 i Riskafjorden. Stasjonen på Åmøy, B17, er den eneste som ligner lokaliteten utenfor Hillevågsvannet, hvilket kan understøtte muligheten for en endring av vannkvaliteten ved B17. I 1980/81 viste indeksene langt mindre likhet, figur 4.2.2-1. Likheten mellom Byfjorden og Vaulenområdet, B7, var imidlertid langt bedre. Med unntak av de to mest bølgeeksponerte lokalitetene, B18 og B19, hadde de fire andre Byfjord-stasjonene større likhet med Vaulen/Hinna-området.

4.2.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Bløtbunnsfauna

Stasjon 1

Stasjonen ligger på 120 m dyp i ytre Byfjorden. Sedimentet besto av siltig leire, med litt hardere leire dypere ned. Det fantes en del grov skjellsand, enkelte større skjellbiter, småstein og slagg. Innholdet av totalt organisk karbon var normalt ($\text{TOC}_{63}=21 \text{ mg/g}$). Det var et normalt artstall ($S=89$) og et meget høyt individtall ($N=4178$). Mangebørstemarken *Pseudopolydora* sp. var utpreget dominerende og hadde økt kraftig i antall fra 1985 til 1995. Så stor tetthet av *Pseudopolydora* sp. tyder på betydelig forurensningsbelastning. Også arter av mangebørstemarkfamilien Cirratulidae (mest *Chaetozone setosa*) og *Heteromastus filiformis* var tallrike. De opptrådte i samme antall i 1985 (tabell 3.2.3-2). Også disse er forurensningstolerante og øker ofte i mengde ved forurensningsbelastning (Rygg 1995a). Artsmangfoldet var lavt ($H=2.50$ og $ES_{100}=16.3$). Indikatorartsindeksen var også noe lavere enn normalt ($AI=6.8$) og viser noe overvekt av forurensningstolerante arter. Stasjonen var markert forurensningspåvirket i 1995, og verre enn i 1985. Tilstanden i 1995 klassifiseres som nokså dårlig (III) (Rygg og Thélín, 1993), og syntes å ha forverret seg fra 1985 til 1995.

Undersøkelser på stasjon 1 i 1983 viste også en betydelig forurensningspåvirket bunnfauna (Dahle, 1984). De samme forurensningstolerante artene dominerte som i 1995.

Stasjon 2A

Stasjonen ligger på 16 m dyp i ytre del av Stavanger havn. Sedimentet besto av mørk silt, leire og sand, med noe grovt materiale i form av grus, småstein, enkelte skjellbiter, slagg og organisk materiale. Innholdet av totalt organisk karbon var markert forhøyet ($\text{TOC}_{63}=27 \text{ mg/g}$). Faunaen må betegnes som rik og variert. Det var et høyt artstall ($S=116$) og et normalt individtall ($N=1409$). Det var ingen arter som var utpreget dominerende. Artsmangfoldet var meget høyt ($H=5.46$ og $\text{ES}_{100}=41.0$). Indikatorartsindeksen var imidlertid lavere enn normalt ($\text{AI}=6.5$) og viser noe overvekt av forurensningstolerante arter. Tilstanden i 1995 klassifiseres som god (I), selv om det var noe overvekt av forurensningstolerante arter. Grovt materiale i sedimentet og grunt dyp har gitt muligheter for en rik fauna på lokaliteten.

Stasjonen lå på et litt annet sted i 1995 enn i 1985 (Bokn og medarb., 1986). Dypet var 29 m i 1985, 16 m i 1995. I 1985 var det vanskelig å få gode prøver. Det var lite materiale i grabbene i 1985, og det ble funnet få dyr (tabell 3.2.3-3). Sammenligning mellom 1985 og 1995 blir derfor meget usikker. Dahle (1984) karakteriserte lokaliteten som moderat til sterkt belastet.

Stasjon 3

Stasjonen ligger på 42 m dyp i Stavanger havn. Sedimentet besto av mørk, siltig leire med noe grovt materiale i form av grus, stein, skjell og tang- og tare rester. Innholdet av totalt organisk karbon var svært høyt ($\text{TOC}_{63}=41 \text{ mg/g}$). En svak lukt av hydrogensulfid kunne tyde på oksygenmangel. Det var et moderat artstall ($S=49$) og et høyt individtall ($N=3100$). Faunaen var kraftig dominert av forurensningstolerante fåbørstemark (*Oligochaeta*) (tabell 3.2.3-4). Dette tyder på stor belastning med organisk materiale. Også manglebørstemarkene *Pholoe minuta*, *Scoloplos armiger* og cirratulidene er tolerante arter som ofte øker i mengde på forurensete lokaliteter. Indikatorartsindeksen var betydelig lavere enn normalt ($\text{AI}=5.7$) og viser en overvekt av forurensningstolerante arter. Artsmangfoldet var lavt ($H=1.41$ og $\text{ES}_{100}=10.9$). Dette skyldtes mest den kraftige dominansen av ett takson (*Oligochaeta*), og ikke at det var et spesielt lavt artstall. Tilstanden i 1995 klassifiseres som dårlig (IV)

Stasjonen lå på et litt annet sted i 1995 enn i 1985 (Bokn og medarb., 1986). Dypet var 16 m i 1985, 42 m i 1995. Mangelen på oligochaeter i 1985 og den store forekomsten av oligochaeter i 1995 har trolig sammenheng med ulike dyp. Observasjoner på en stasjon på 42 m dyp i Stavanger havn i 1977 (Johannessen, 1977) og 50 m dyp i 1983 (Dahle, 1984) viste betydelig forekomst av *Oligochaeta* sammen med manglebørstemarkfamiliene Cirratulidae og Capitellidae, noe som viser en forurensningspåvirket fauna også da. Tilstanden i 1995 var ikke vesentlig forskjellig fra tidligere.

Stasjon 5

Stasjonen ligger på 247 m dyp i ytre Gandsfjorden. Sedimentet besto av løs, siltig leire. Det fantes en god del tomme muslingskall (av *Thyasira sarsiiflexuosa*, *Abra nitida* og *Delectopecten vitreus*), samt tomme rør av manglebørstemarken *Spiochaetopterus* sp. Innholdet av totalt organisk karbon var moderat forhøyet ($\text{TOC}_{63}=22 \text{ mg/g}$). Faunaen var fattig. Både artstall ($S=16$) og individtall ($N=167$) var meget lave. Artsmangfoldet ($H=2.68$ og $\text{ES}_{100}=13.3$) og indikatorartsindeksen ($\text{AI}=6.4$) var også nokså lave. Vanligste arter i 1995 var manglebørstemarken *Paramphinome jeffreysii* og muslingene *Thyasira* spp. I 1985 var disse sjeldne. I stedet dominerte cirratuliden *Chaetozone setosa* (tabell 3.2.3-5). Alle disse tre er tolerante taksa. Også Johannessen (1977)

registrerte en fattig fauna på denne lokaliteten, dominert av *Thyasira* spp. Tilstanden klassifiseres som dårlig (IV), både i 1977, 1985 og 1995.

Stasjon 5A

Stasjonen ligger på 93 m dyp i Riskafjorden. Sedimentet besto av løs, siltig leire. Det var mye organisk materiale og noe skjellsand, samt en del tomme skall av *Thyasira sarsiflexuosa*. Innholdet av totalt organisk karbon var svært høyt ($\text{TOC}_{63}=55$ mg/g). Det var et lavt artstall ($S=32$) og et nokså høyt individtall ($N=2831$). Faunaen var dominert av mangebørstemark (*Pseudopolydora* sp og *Heteromastus filiformis*) og muslinger (*Thyasira* spp.) (tabell 3.2.3-6). De hadde økt betydelig i antall siden 1985. Disse er tolerante arter som ofte øker i mengde på forurensete lokaliteter. Indikatorartsindeksen var lav ($\text{AI}=5.9$) og det var ingen forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var lavt ($H=2.15$ og $\text{ES}_{100}=8.2$). Tilstanden i 1995 klassifiseres som dårlig (IV), men faunaen var ikke like fattig som i 1985.

Undersøkelser på stasjon 5A i 1983 viste også en betydelig forurensningspåvirket bunnfauna (Dahle, 1984). Artstallet var lavt. De samme forurensningstolerante mangebørstemarkene dominerte som i 1995.

Stasjon 6

Stasjonen ligger på 112 m dyp i Gandsfjorden. Sedimentet besto av løs siltig leire, noe hardere dypere ned. Det var mye synlig organisk materiale og noe skjellsand og skjellbiter. Innholdet av totalt organisk karbon var markert forhøyet ($\text{TOC}_{63}=29$ mg/g). Det var et normalt artstall ($S=69$) og et høyt individtall ($N=3610$). Faunaen var dominert av forurensningstolerante mangebørstemark (*Pseudopolydora* sp og *Paramphinome jeffreysii*) (tabell 3.2.3-7). De hadde økt betydelig i antall siden 1985. Disse er tolerante arter som ofte øker i mengde på forurensete lokaliteter. Indikatorartsindeksen var normal ($\text{AI}=7.6$) og viser at det også var et betydelig innslag av forurensningsømfintlige arter. Artsmangfoldet var noe lavere enn normalt ($H=3.09$ og $\text{ES}_{100}=18.6$). Dette skyldtes mest dominansen av visse arter, og ikke at det var et særlig lavt artstall. Tilstanden klassifiseres som nokså dårlig (III) og syntes å ha forverret seg fra 1985 til 1995.

Sedimenter

Organisk materiale (TOC_{63}) i sedimentet var meget sterkt forhøyet i dypbassenget ved Stavanger havn (3) og i Riskafjorden (5A). Dette tyder på dårlig tilgang på oksygen. Stasjon 2A ved Stavanger havn og i noen grad Gandsfjorden (6) hadde forhøyete verdier av totalt organisk karbon (figur 3.1.3-1).

4.2.4. Miljøgifter i organismer

Metallanalyser i tang

Med mulig unntak av forhøyede kobberkonsentrasjoner i tang innerst i Gandsfjorden, er det ikke påvist noen metallbelastning i overflatevannet i By-, Gands- og Riskafjorden sommeren 1995.

Analysene av krom, nikkel, kobber, sink, kadmium, kvikksølv og bly i tang på åtte ulike lokaliteter har muligens avdekket at overflatevannmassene i By-, Gands- og Riskafjorden er noe mindre belastet med metaller enn tidligere. Usikkerheten skyldes at det kun er analysert på én prøve på hver stasjon, og dette er bare utført i én periode i de siste 10 år. Med kun ett unntak - kobbernivået på B9, Rovik - lå alle metallkonsentrasjonene på alle stasjonene under en anslått høy bakgrunnsverdi.

I tidligere år er det funnet forhøyede verdier ved Sølyst og Rovik. Ved Sølyst, som sannsynligvis kan sammenlignes med B20, Tjuvholmen, ble det funnet noe høye nivåer av kvikksølv, bly, kobber, sink og nikkel. Analysene fra Tjuvholmen i 1995 viste at konsentrasjonene av alle disse metallene lå godt under antatt høye bakgrunnsnivåer, se figur 3.2.4-1. På B9 i Rovika ble det i 1980 funnet en meget høy verdi av kvikksølv, hvilket var i stor kontrast til resultatene såvel i 1976 som i 1995. Ellers er det i tidligere år observert forhøyede verdier av sink, nikkel og kobber. Sistnevnte metall synes fremdeles å være noe høyt i vannmassene innerst i Gandsfjorden.

4.2.5. Miljøgifter i sedimenter

I Gands-, Riska- og Byfjorden var de fleste stasjonene moderat eller markert forurenset av tungmetaller (tabell 3.2.5-4). Med unntak av bly (Pb) var tungmetallforurensningen på stasjon 1 i Byfjorden liten.

ΣPAH og benso(a)pyren viste moderat til meget sterk forurensning i Gands-, Riska- og Byfjorden. I motsetning til i Håsteinfjorden var det de forbrenningsrelaterte komponentene av PAH som dominerte i Gands-, Riska- og Byfjorden.

Konsentrasjonene av heksaklorbensen (HCB) var lave.

I Gands-, Riska- og Byfjorden var andelen finstoff i sedimentet nokså høy. Dette gjør at verdiene i total prøve ikke blir mye forskjellig fra beregnet verdi i finfraksjonen. Stasjon 3 ved Stavanger by lå på et litt annet sted i 1995 enn i 1985. Dypet var 16 m i 1985, 42 m i 1995.

På stasjon 1 i Byfjorden var det en forbedring fra 1985 til 1995. På stasjon 5 i ytre Gandsfjorden var det en tydelig økning i tungmetallkonsentrasjonene, særlig for kadmium (Cd) og sink (Zn). Både i Gands-, Riska- og Byfjorden var det en tydelig økning i kadmiumverdiene (unntatt stasjon 1) (tabell 3.2.5-3). Forøvrig var det ingen betydelige endringer i tungmetallforurensningen i disse fjordområdene fra 1985 til 1995.

4.2.6. Forurensningstilstanden

De tre hovedfjordene Gands-, Riska- og Byfjorden vil først bli vurdert separat og til slutt sammenlignet med hverandre.

Gandsfjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Konsentrasjonene av næringssalter er redusert, og badevannskvaliteten er forbedret. Samfunnene av fastsittende alger (tang og tare) og dyr i strandsonen ved utløpet av Hillevågsvannet synes å kunne gjenspeile en viss reduksjon av næringssaltpåvirkning (kloakkutslipp). Dette står i en viss motsetning til den dårlige vannkvaliteten inne i selve Hillevågsvannet og de sterkt forurensede sedimentene like utenfor munningen. Ved Hinna/Vaulen har organismesamfunnene stabilisert seg på et tilfredsstillende nivå siden 1980-årene. Imidlertid viser siktedypsmålingene at sikten i fjorden fremdeles er nokså dårlig. Ved Sandnes ble tilstanden klassifisert som dårlig. Dette understøttes av gruntvannsundersøkelsene ved Rovik, som har vist at algesamfunnene har vært ustabile siden 1976, og resultatene for 1995 gjenspeiler fremdeles eutrofi-effekter, hvilket skyldes vannmasser med for store tilførsler av næringssalter. Det ble ikke påvist metallbelastning (målt i tang) i overflatelaget, med et mulig unntak for kobber i Rovik.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Prøver er innsamlet fra st. 5: NV for Lihalsen (235 m). Oksygennivået var fremdeles lavt som ved tidligere målinger, og dypvannet mottar sannsynligvis like mye organisk stoff som i 1980-årene. Hovedbidraget kan idag muligens komme fra organisk anrikede sedimenter. Det var ingen bedring å spore i fauna-sammensetningen, som karakteriseres som fattig og tilstandsklassen som "Dårlig". Ingen forbedringer er sporet siden 1977 og 1985. Faunaen i grabbprøver fra 112 m dyp utenfor Forus ble klassifisert som "Nokså dårlig" (men bedre enn på 247 m dyp ved Lihalsen). Prøvene viste et artsfattigere og dårligere samfunn enn i 1985, og det organiske innholdet i sedimentet var forhøyet. Metallinnholdet i sedimentene viste moderate nivåer på begge prøvesteder, mens analysene fra 112 m dyp ved Forus var markert forurenset med benso(a)pyren (potensielt cancerogen PAH-komponent) og noen klororganiske komponenter, deriblant DDT.

Riskafjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Konsentrasjonene av næringssalter var redusert, og badevannskvaliteten var som før: egnet til bading. Gruntvannssamfunnene på én undersøkt lokalitet viste ingen tegn til overgjødningseffekter, hvilket ble antydning i 1980-årene. Dette kan tyde på en liten bedring av overflatevannet. Imidlertid viste målinger av siktedypet at sikten fremdeles var nokså dårlig. Analyser i tang har ikke påvist noen metallbelastning av overflatesjiktet.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Oksygeninnholdet i bunnvannet har blitt betydelig bedre sammenlignet med tidligere år. Dette har ikke influert på bunnfaunaen, som klassifiseres som "Dårlig", riktignok mindre fattig enn i 1985, men omtrent like dårlig som i 1983. Innholdet av organisk karbon (lett nedbrytbart stoff) i sedimentene var svært høyt og klassifiseres i forurensningsgrad "Meget sterkt forurenset". Organisk karbon er ikke giftig, men bidrar til å forbruke oksygenet i bunnvannet. Metallkonsentrasjonene i sedimentet viste moderate forurensningsnivåer med unntak for bly som viste markert forurensning. Analyser av PAH og benso(a)pyren viste også en markert forurensning av bunnsedimentene.

Byfjorden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Konsentrasjonene av næringssalter er redusert, og badevannskvaliteten er forbedret fra mindre egnet til egnet. Biodiversiteten for gruntvannsorganismer er varierende i fjorden. Overflatevannmassene mellom Mekjarvik og Hundvåg synes å være av bedre kvalitet enn tidligere, mens mer lokale områder som midtre Åmøy og Vardeneset, begge nær småbåthavner, muligens har blitt noe forringet de siste årene, hvilket kan gjenspeile næringssaltbelastninger i overflatevannet. Imidlertid viser siktedypsmålinger i hele området at forholdene er gode, og tanganalyser indikerer at det ikke er registrert noen metallbelastning i overflatelaget.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Oksygenforholdene i bunnvannet var generelt gode og lignet forholdene i Håsteinfjorden. Imidlertid ble det observert en ekstrem situasjon i juli 1995, da oksygeninnholdet var nær 0 på 110 m dyp i Åmøyfjorden. Det finnes foreløpig ikke noen god forklaring på episoden (prøve/metode/analyse-feil er sjekket og utelukket). Bunnvannet i dette området bør derfor overvåkes. De dårlige bunnforholdene bekreftes av bløtbunnsfauna-undersøkelsene på samme lokalitet. Faunaen var

markert forurensningspåvirket, klassifisert som "Nokså dårlig" og var verre enn situasjonen i 1985. Også tidligere (1983) var faunaen påvirket og tydet på dårlige oksygenforhold. På 42 m dyp i Stavanger havn ble faunaen klassifisert som "Dårlig", men ikke forskjellig fra tidligere undersøkelser. På grunnere partier i ytre del av havnen var faunasammensetningen normal. Imidlertid var begge stasjoner i Stavanger havn forurenset med såvel tungmetaller som lite nedbrytbare organiske miljøgifter. Kobber, kvikksølv og bly, PAH, PCB og DDT ble klassifisert som markert til sterkt forurensende. Havnebassenget var meget sterkt forurenset av benso(a)pyren. I tillegg var sedimentene også markert til meget sterkt forurenset av organisk karbon. Sedimentene i Åmøyfjorden hadde ubetydelige innslag av metaller, men også her ble det funnet benso(a)pyren i forhøyet konsentrasjonsnivå.

Sammenligning mellom de tre fjordene

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Tilførsler av næringssalter er redusert, og badevannskvaliteten er god i alle tre fjorder. På de fleste lokaliteter er gruntvannssamfunnene normale. Men i havnebassengene i Stavanger og Sandnes er flora og fauna påvirket av overgjødning, selv om det generelle bildet viser en reduksjon av næringssalter. Byfjorden har et godt siktedyp sammenlignet med de to andre fjorder, som har nokså dårlig sikt. Tanganalyser viser at ingen av fjordene har noen metallbelastning i overflatelaget.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Oksygenforholdene varierte i stor grad fra lave konsentrasjoner i Gandsfjorden via relativt lave, men betydelig bedre forhold i Riskafjorden til generelt friskt bunnvann i Byfjorden (med ett ekstremt unntak). Det ble registrert dårlige bunnfaunasamfunn i alle tre fjorder, men analysene viste en liten bedring i Riskafjorden. Nivåene av totalt organisk karbon i Riskafjorden og Stavanger havn ble klassifisert som meget sterk forurenset. Markert til sterk metallforurensning ble kun registrert i bunnsedimentene i Stavanger havn. PAH og klororganiske stoffer ble klassifisert som markert forurenset i alle tre fjorder unntatt for Stavanger havnebasseng, som ble klassifisert til "Sterkt forurenset".

4.3. Hafrsfjord

4.3.1. Vannkvalitet og planteplankton

Oksygen og vannutskiftning

Oksygenmålingene i ytre basseng (st. H14) viser at det ble observert sporadisk lave oksygenkonsentrasjoner ved 25 meters dyp. Jevnlig innstrømning av vann (figur 3.3.1-1) synes å holde oksygennivået over et kritisk nivå (figur 3.3.1-4). I indre basseng (st. H15) ble det observert en jevnt avtagende mengde oksygen fra 20 meter og ned til bunnen (56 meter) (figur 3.3.1-4). For det dypeste laget ble det observert en økning i oksygenmengden i oktober, noe som kan indikere en begynnende innstrømning av mer oksygenrikt vann til dyplaget. I tidligere undersøkelser av indre deler av fjorden ble det observert sulfid i bunnvannet. Dette ble ikke funnet i denne undersøkelsen, noe som kan tyde på en forbedret belastningssituasjon for fjorden. Basert på denne fem måneders undersøkelsen er det skjedd en forbedring fra tilstandsklasse IV/V "Dårlig/meget dårlig" til III "Nokså dårlig" (Rygg & Thélín, 1993). Kriteriene er basert på årsmiddel, og ideelt bør derfor oksygen måles over en periode på ett år. Resultatene kan likevel tolkes som at det er skjedd en svak forbedring av oksygenforholdene i dypvannet i fjorden.

Næringssalter

Klassifiseringen av de forskjellige næringssaltene i tilstandsklasser tilsier en generell forbedring i Hafrsfjord (tabell 3.3.1-2) sammenlignet med tidligere undersøkelser, som ga et langt dårligere resultat (tabell 3.3.1-3). De forskjellige parametrene kunne da plasseres i tilstandsklasse II for løst fosfat, III til IV for total fosfor og III for nitrat og total nitrogen. Næringssaltbelastningen i overflatevannet er forbedret, noe som også gjenspeiles i en svak forbedring i oksygenforholdene i bunnvannet.

Klorofyll

Klorofyllresultatene viser at algemengden i ytre deler av fjorden er innenfor grensen til klasse I. I indre deler av fjorden er klorofyllverdiene noe høyere, noe som også gjenspeiles i siktedyp og oksygenforholdene i bunnvannet.

Siktedyp

Det generelt lave siktedypet i Stavangerfjordene i juni ble også observert i Hafrsfjord. Det ble imidlertid ikke observert en tilsvarende bedring i siktedypet utover høsten (tabell 3.3.1-5). Verdiene for siktedyp økte noe utover høsten for ytre deler, for de indre deler av Hafrsfjord derimot ble det målt vedvarende lave verdier. Dette indikerer at det fremdeles er et eutrofieringsproblem i indre deler av fjorden. Siktedypet i indre deler av fjorden plasseres i tilstandsklasse IV "Dårlig" og tilstandsklasse III "Nokså dårlig" i ytre deler av fjorden (Rygg og Théliin, 1993).

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Ifølge kriteriene for badevannskvalitet er alle målingene på ovennevnte stasjoner innenfor kategorien egnet for bading. Staveland & Gjerstad (1983) rapporterte verdier (stasjon 14) fra 0 - 110 i perioden fra 1977 til 1982. Med unntak for 1981, er alle målinger for stasjon 14 innenfor kriteriene for egnet badevannskvalitet. Tilsvarende for stasjon 15 varierer verdiene for antall TKB fra 0 til 190 pr. 100 ml sjø (Staveland & Gjerstad, 1983). Resultatene fra denne undersøkelsen gir derfor indikasjoner på bedre hygieniske forhold i fjorden.

4.3.2. Gruntvannssamfunn

Ingen gruntvannsregistreringer.

4.3.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Bløtbunnsfauna

Stasjon 14

Stasjonen ligger på 22 m dyp i ytre Hafrsfjord. Sedimentet besto av sort, illeluktende, bløt silt. Det var mye synlig organisk materiale, skjell og skjellbiter og noen steiner. Innholdet av totalt organisk karbon var svært høyt ($\text{TOC}_{63}=60 \text{ mg/g}$). Det var et moderat artstall ($S=49$) og et normalt individtall ($N=952$). Faunaen var dominert av forurensningstolerante manglebørstemark (*Mediomastus* sp) og fåbørstemark (*Oligochaeta*). Disse er tolerante arter som ofte dominerer på forurensete lokaliteter. Det fantes også en god del av den forurensningstypiske manglebørstemarken *Capitella capitata*. Indikatorartsindeksen var lav ($AI=5.9$) og viser en overvekt av forurensningstolerante arter.

Artsmangfoldet var noe lavere enn normalt ($H=3.25$ og $ES_{100}=20.5$). Tilstanden klassifiseres som "Nokså dårlig" (III) (Rygg & Thélin, 1993).

En tydelig forurensningspreget fauna i ytre Hafrsfjord ble også funnet i 1983 (Dahle, 1984), men i 1977 (Johannessen, 1977) og 1984 (Stokland, 1985) var faunaen rikere.

Stasjon 15

Stasjonen ligger på største dyp (60 m) i Hafrsfjord. Sedimentet besto av løs, sort silt med sterk hydrogensulfidluft. Det var mye organisk materiale og mye tomme skall av *Thyasira sarsiflexuosa*. Innholdet av totalt organisk karbon var ekstremt høyt ($TOC_{63}=72$ mg/g). Av levende dyr ble det kun funnet to individer av fåbørstemark (Oligochaeta) og ett individ av *Capitella capitata* (Polychaeta). Disse er arter som tåler sterk forurensning. Tilstanden klassifiseres som "Meget dårlig" (V).

Også tidligere undersøkelser på denne lokaliteten viste en praktisk talt utslettet fauna (Johannessen, 1977; Dahle, 1984; Stokland, 1985).

Sedimenter

Hafrsfjord (14 og 15) hadde verdier av totalt organisk karbon som lå høyt over det normale (figur 3.1.3-1).

4.3.4. Miljøgifter i organismer

Ingen registrering.

4.3.5. Miljøgifter i sedimenter

Hafrsfjord var lite forurenset av kobber og lite til moderat forurenset av de andre metallene (tabell 3.1.5-4).

Σ PAH og benso(a)pyren viste meget sterk til markert forurensning i Hafrsfjord. Som i Håsteinfjorden dominerte oljerelaterte PAH. Tilstandsklassifiseringen for Σ PAH er derfor noe usikker⁸.

4.3.6. Forurensningstilstanden

Overflatevann og gruntvannsorganismer

For næringssaltkonsentrasjonene ble det funnet en generell forbedring sammenlignet med tidligere undersøkelser. Badevannskvaliteten var god, og i indre del av fjorden var kvaliteten oppgradert fra "Mindre egnet" i tidligere år til "Egnet" sommeren 1995. Gruntvannssamfunn sto ikke på undersøkelsesprogrammet for 1995, men resultater fra en hovedfagsundersøkelse i 1970/71 (Bokn 1972, Universitetet i Oslo) og en senere registrering i 1976 (Bokn & Skei, 1978) skulle være et godt grunnlag for å vurdere eventuelle forbedringer i overflatevannet i Hafrsfjord 20 - 25 år senere. Siktedypmålingene viste tilstander fra "Nokså dårlig" i ytre del av fjorden til "Dårlig" i indre.

⁸ Se fotnote om Σ PAH i Håsteinfjorden.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

I bunnvannet i indre del av fjorden ble det sporet en mulig bedring i oksygeninnholdet. I tidligere år har det vært registrert sulfidholdig vann. Dette ble ikke registrert i 1995, men fremdeles klassifiseres oksygenkonsentrasjonen som "Nokså dårlig". I ytre fjord ble det målt kun sporadisk lave oksygenkonsentrasjoner. Bløtbunnsfaunaen bar preg av dårlige bunnforhold og ble klassifisert som "Nokså dårlig" i ytre fjord, mens indre fjord var "Meget dårlig". Kun tre individer av to forurensningstolerante arter ble observert. Innholdet av totalt organisk karbon i sedimentene viste meget dårlige forhold i hele fjorden. Av miljøgifter i sedimentene var det ubetydelig metallpåvirkning, mens resultatene for PAH og benso(a)pyren indikerte markert til meget sterk forurensning.

4.4. Lokale resipientere i Stavanger

4.4.1. Vannkvalitet og planteplankton

Næringssalter

Vassøy, Galeivågen, Jåttavågen og Lille Dusavika har alle god vannkvalitet, bortsett fra nitratverdiene for stasjon V1, Vassøy, som plasseres i tilstandsklasse II, "Mindre god" (Rygg & Thélin, 1993).

Hillevågsvannet er også innenfor kvalitetskriteriene "God", med unntak av total fosfor som plasseres i tilstandsklasse III "Nokså dårlig". Næringssaltverdiene for dypet nær bunnen (7 m) viste imidlertid en stor tilgang på næringssalt. Oksygenkonsentrasjonene for denne lokaliteten viste også en kraftig sulfid utvikling fra juli målingene og utover høsten.

Siktedyp

Det ble observert tildels betydelige variasjoner i siktedypet i de aktuelle fjordene. I juni ble det observert lave verdier for siktedyp i hele området. Dette skyldtes en oppblomstring av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* som er en vanlig forekommende alge på Vestlandet tidlig på sommeren. Utover sommeren og høsten ble det målt økende siktedyp i Byfjorden, Gandsfjorden og Riskafjorden. En tilsvarende økning ble i mindre grad observert for de lokale resipientene, noe som tyder på lokale variasjoner i eutrofieringsgraden i fjordene. Særlig lave og vedvarende verdier ble registrert for Sandnesbassenget, som klassifiseres til IV "Dårlig". Jåttavågen plasseres i klasse III "Nokså dårlig". Galeivågen og Vassøy øst klassifiseres til II "Mindre god". Vassøy vest, Lille Dusavika og Byfjorden klassifiseres til klasse I "God" (Rygg og Thélin, 1993).

Hygieniske forhold - badevannskvalitet

Badevannskvaliteten er egnet for de fleste lokale resipientene. Unntaket er Galeivågen og generelt for Sandnesbassenget hvor det for flere prøvetakinger ble påvist høye verdier for termotabile koliforme bakterier. I henhold til badevannskriterier kreves det at 90% av målingene faller innenfor den aktuelle kategori, og de resterende 10% innenfor neste klasse (Baalsrud, 1994). For Galeivågen faller 86% av målingene innenfor kriteriene til egnet badevannskvalitet, de resterende 14% faller innenfor neste klasse. Dette innebærer at Galeivågen ligger på grensen mellom egnet og mindre egnet for bading.

I indre deler av Sandnesbassenget er 61% av målingene innenfor kategorien "Egnet", 31% i neste kategori ("Mindre egnet"), og de resterende 8% i kategorien "Ikke egnet". Denne lokaliteten er derfor klart uegnet for bading.

4.4.2. Gruntvannssamfunn

Generell omtale finnes i kapittel 4.2.2.

I tillegg til tidligere undersøkte gruntvannsstasjoner i Stavanger (B-stasjonene) er det også gjennomført registreringer av organismsamfunnene i antatt belastede viker og våger (E-stasjonene). Med unntak av E1 (tidligere B6) er det første gang de fem andre E-stasjonene er gjenstand for undersøkelser av marin flora og fauna.

I *Byffjorden* er det opprettet to nye stasjoner, E6 - Båthavnen i "Litla Dusavig" og E5 Bangarvågen. Stasjonene er lik hverandre, og begge har likhet med påvirkede og relativt beskyttede lokaliteter som B20, B17, B5 og B7. Med unntak av E4 - Galeivågen - er de også lik de øvrige E-stasjonene. Imidlertid viser muligens likheten med B16 at E6 og E5 befinner seg i en mellomstilling mellom belastede og mer rene lokaliteter. I tillegg til ovennevnte likheter var også E6 lik B1, som ligger på Vardeneset like utenfor båthavnen. Artsantallet på E6 var relativt lavt og grønnalgeprosenten noe høy, tabell 3.2.2-2, hvilket kan tyde på at stasjon E6 i Dusaviga er påvirket av kloakk-/landbruksutslipp/bekketilsig.

E5 i Bangarvågen hadde et tilnærmet gjennomsnittsnivå for algeartsantall, og fordelingen mellom de tre algegruppene var innenfor normalforholdstall. Imidlertid var det en relativt stor likhet i floraen mellom E5 og B9 i Rovik, figur 4.2.2-1, hvilket kan tyde på at vegetasjonen i Bangarvågen bærer preg av belastede vannmasser.

I *Gandsfjorden* og nærliggende områder ble det opprettet fire stasjoner, E4 - Galeivågen, E3 - Vassøy V, E2 - Vassøy Ø og E1(B6) - Hillevåg.

Galeivågen skilte seg klart ut fra de andre stasjonene. Større likhet ble bare funnet med lokaliteten ved Hillevågsvannet, E1/B6. Halvparten av de andre stasjonene var direkte ulike vegetasjons-sammensetningen på E4 i Galeivågen, hvor også artsantallet var lavt. Lokaliteten var imidlertid atypisk, idet fordelingen mellom de få artene som ble observert ga høy andel rødalger og den laveste grønnalgeprosenten av alle 15 undersøkte stasjoner, tabell 3.2.2-2. Det var påfallende at grønnalgeslekten *Enteromorpha* (tarmgrønnske) ikke ble registrert med en eneste art eller individ, siden denne slekten er kjent for å trives under ugunstig vannkvalitet.

Begge Vassøylokalitetene, E2 og E3, er lik hverandre. De har begge et artsantall litt over gjennomsnittet i den undersøkte regionen, og forholdet mellom algegruppene ligger innenfor antatte normalintervaller. Den vestvendte stasjonen, E3, som tilhører lokalresipienten til kloakkutslippet fra Vassøy, skilte seg imidlertid litt fra den østvendte lokaliteten, E2, ved å ha større likheter med lokaliteter fra mer overgjødslende vannmasser, f.eks. E1, E6 og B1.

St. E1/B6 er beskrevet og diskutert i kapittel 4.2.2. I tillegg kan det bemerkes at stasjonen hadde større likheter med alle E-stasjonene unntatt lokaliteten på østsiden av Vassøy, E2.

Sammenlignes B-stasjonene (unntatt den vegetasjonsfattige lokaliteten i Rovik, B9) med E-stasjonene er det åpenbart at artsantallet på B-stasjonene er høyere enn på E-stasjonene. Imidlertid er det bare én E-stasjon, E6, som har et forhøyet grønnalgeandel, mens 2 - 3 av B-stasjonene viser eutrofieffekter i form av høyere grønnalgeprosentdel. På åtte B-lokaliteter er det funnet 36 - 46

algearter med gjennomsnitt på 40, mens de seks E-lokalitetene har tilsvarende tall på 26 - 39 og gjennomsnitt på 33. De fleste E-stasjonene ligger mer beskyttet mot bølgeslag og vannbevegelse enn mange B-stasjoner. Dette kan være noe av grunnen til forskjellen mellom de to stasjonsgruppene. Imidlertid er det rimelig å anta at dårligere vannkvalitet på E-lokalitetene også har bidratt til forskjellen i algevegetasjon på B- og E-stasjonene. Alle B-lokalitetene, inkludert E1, har vært gjenstand for 4 - 5 registreringer i ulike år. Det er derfor man med adskillig større sikkerhet kan gi en status for disse stasjonene. For å kunne uttale seg med en viss tyngde om E-lokalitetene, bør disse stasjonene også registreres et par år fremover.

4.4.3. Bløtbunnsfauna og sedimenter

Ikke undersøkt.

4.4.4. Miljøgifter i organismer

Ikke undersøkt.

4.4.5. Miljøgifter i sedimenter

Blant stasjonene i de lokale resipientene var det store forskjeller i metallforurensningen. Mest forurensset var stasjon Ga1 i Galeivågen med meget sterk kvikksølvforurensning, sterk forurensning med kobber og bly og moderat til markert forurensning med de andre metallene (tabell 3.4.5-3).

ΣPAH og benso(a)pyren viste moderat til meget sterk forurensning i noen av de lokale resipientene, mest i Galeivågen og ved Hillevågsvannet. Som i Gands-, Riska- og Byfjorden var det de forbrenningsrelaterte komponentene av PAH som dominerte.

5. SAMMENFATTENDE VURDERING

Overflatevann og gruntvannsorganismer

Nivåene av **næringssalter** var klassifisert som generelt gode i alle de undersøkte fjordområder. Unntakene ble funnet i indre Hafrsfjord og på to av stasjonene i henholdsvis Håsteinfjorden og Vassøy Ø, som ble klassifisert som mindre god.

Analyser av termotabile koliforme bakterier viste at det var egnet **badevannskvalitet** på alle undersøkte badestrender med unntak av Galeivågen og Vågen i Sandnes.

Siktedypet i Håsteinfjorden og Byfjorden var godt, mens Gandsfjorden, Riskafjorden, ytre Hafrsfjord og flere lokale resipienter hadde nokså dårlig sikt. I indre Hafrsfjord og Vågen i Sandnes var klassifiseringen av siktedypet: "Dårlig".

Siktedypet gjenspeiler belastningen i de forskjellige fjordene. Dette fordi siktedyp er en god indikator på algevekst i marine system, som igjen gjenspeiler næringssaltbelastningen i systemet. Høy belastning kombinert med liten vannutskifting vil igjen kunne spores i bunnvannet ved stort oksygenforbruk.

Planktonalgeanalysene viste totalt sett at blomstringsartene i Gands- og Riskafjordområdet til tider ikke var de samme som i Håsteinfjorden, mens Åmøyfjorden var i en mellomstilling. Noen ganger var algesamfunnet her klart påvirket av de samme algeartene som dominerte i de indre fjordområdene, mens andre ganger var det blomstringsartene fra det ytre fjordområdet som også dominerte i Åmøyfjorden. *Leptocylindrus danicus* var en art som i 1995-sesongen oftest blomstret i de indre fjordområdene, mens *Skeletonema costatum* og *Pseudonitzschia* var mer vanlig i de ytre områdene. Under *Emiliania*-blomstringer syntes det ikke å være noen forskjell i forekomsten mellom de indre og ytre områdene. For små flagellater var de høyeste konsentrasjonene oftest å finne i de indre fjordområdene. I håvtrekkene ble det flere ganger observert potensielt giftige dinoflagellater (alger).

Gruntvannsorganismene viste generelt god vekst (liten forurensningsbelastning) i Håsteinfjorden, Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, med unntak av havnebassengene i de to byene og de lokale resipientene Dusavika, Galeivågen og muligens Bangarvågen og Hillevåg (Hafrsfjorden ble ikke undersøkt).

Det ble ikke funnet noen **metallbelastning** i overflatelaget i noen av hovedfjordene (Hafrsfjord er ikke undersøkt).

Det ble kun analysert for **organiske miljøgifter** i fauna i Håsteinfjorden. Alle måleresultater var lave med unntak for oljerelaterte stoffer i krabbe, som viste forhøyede nivåer.

Bunnvann, sedimenter og bunnfauna

Bunnvannet i Håsteinfjorden og generelt sett i Byfjorden var **oksygenrikt**. Ett unntak, en ekstremt lav verdi, ble funnet i juli i Åmøyfjorden. Forholdene i ytre Hafrsfjord var relativt gode, Riskafjorden var mindre god, men betydelig bedre enn tidligere år, mens indre Hafrsfjord hadde nokså dårlige forhold, selv om fjorden muligens viste en liten bedring fra tidligere år. I Gandsfjorden var oksygen-nivåene dårlige, mens Hillevågsvannet hadde sulfidholdig bunnvann, hvor også næringssalt-konsentrasjonene var ekstremt høye.

Tilstanden hos **bløtbunnsfaunaen** i Håsteinfjorden var god, mens det i de andre fjordene var redusert kvalitet. Ytre Hafrsfjord var klassifisert som nokså dårlig, indre del som meget dårlig, mens de øvrige tre fjordene var dårlige.

Det ble registrert en kraftig økning i individtallet fra 1989 til 1995 i hele Håsteinfjorden (tabell 3.1.3-1). Spesielt bemerkelsesverdig var økningen hos *Myriochele* (tabell 3.1.3-11). Også på de fleste stasjonene i Gands-, Riska- og Byfjorden var det en betydelig økning i de totale individtall fra 1985 til 1995 (tabell 3.2.3-1). Også *Myriochele* økte på stasjon 1 i Byfjorden (tabell 3.2.3-8). Denne økningen på så mange og så forskjellige lokaliteter er vanskelig å forklare ved endringer i forurensningsbelastning eller andre miljøendringer eller ved naturlige svingninger i populasjonene. Forskjeller i innsamlingsarbeid og prøveopparbeidelse i 1995 kan ha bidratt til økningen i de registrerte individtall fra 1985/89 til 1995. Det må derfor tas forbehold om at indikasjonene på mindre organisk belastning i 1985 og 1989 enn i 1995, som beskrevet i diskusjonen tidligere, helt eller delvis kan være falske.

Belastningen av **total organisk karbon** i sedimentene var normale i Håsteinfjorden, mens tilstanden var dårlig i Gandsfjorden og Byfjorden og meget dårlig i Riskafjorden, Stavanger havn og hele Hafrsfjorden.

Innholdet av **metaller** i reker og torsk var lavt i Håsteinfjorden. (Det er ikke samlet inn prøver fra de andre fjordene). Også i sedimentene var det lav metallbelastning for Håsteinfjorden, samt Hafrsfjorden. For Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden var det moderate konsentrasjoner med metaller. Stavanger havn skilte seg negativt ut sammen med de lokale resipientene Bangarvågen, Galeivågen, Vassøy V og Hillevåg. De fleste stedene hadde markert forurensning av kobber, kadmium, kvikksølv og bly, mens Galeivågen hadde en meget sterk kvikksølvforurensning, samt sterk kobber- og blybelastning.

Av **organiske miljøgifter** er det funnet PAH og benso(a)pyren i sedimentene i alle hovedfjorder og i mange lokale resipienter. I Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden var det markert forurensning, i Bangarvågen sterk, i Stavanger havnebasseng sterk til meget sterk og i Galeivågen og Hillevåg meget sterk forurensning. Det er ikke funnet klororganiske forbindelser hverken i reker, torsk eller sedimenter i Håsteinfjorden. Imidlertid er det registrert moderat til sterk forurensning av oljerelaterte forbindelser i sedimentene, hvilket styrker iakttagelsen av høye nivåer i krabbe fra samme fjord. I Hafrsfjord var det markert til meget sterk belastning av de samme oljerelaterte komponentene som ble funnet i Håsteinfjorden. Hillevåg og Stavanger havn er de eneste områdene hvor klorforbindelser er målt i betydelige mengder i sedimentet: Sterk forurensning av PCB og markert belastning med DDT, men også midtre Gandsfjord er registrert med markerte forurensninger av DDT.

6. LITTERATUR

- Andreassen, E., B. Bjerkeng, S. Kolstad & T. Bokn, 1974. Resipientundersøkelser i sjøområdene i Stavangerregionen. Rapport nr. 1, Generelle forhold. Forurensningstilførsler - tidligere undersøkelser. O-197/71. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 136 s.
- Aure, J., E. Dahl, N. Green, J. Magnusson, F. Moy, A. Pedersen, B. Rygg & M. Walday, 1993. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1990 og samlingsrapport 1990 - 91. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 510/93, NIVA-rapport nr. 2827, 100 s.
- Baalsrud, K., 1994. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av tarmbakterier. Kortversjon. SFTs tilstandskriterier nr. 94:09.
- Bokn, T., 1972. Den marine benthosalgvegetasjon i et område på Nord-Jæren, Rogaland. Manuskript. Universitetet i Oslo, Thesis, 190 s.
- Bokn, T., 1979. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. Pp. 138-141 *in* The use of ecological variables in environmental monitoring. (Ed. H. Hytteborn). Naturvårdsverket, report 1151.
- Bokn, T. & J. Knutzen, 1982. Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1981. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 56/82. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 35 s.
- Bokn, T. og J. Molvær, 1988. Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1987. NIVA rapport nr. 2133, 39 s.
- Bokn, T. & J. Molvær, 1996. Undersøkelser ved utslipp på Roald, Giske kommune. 2 års undersøkelser: 1994 - 1995. NIVA-rapport 3414, 16 s.
- Bokn, T. & J. Skei, 1978. Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya, september 1976. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. O-76082, 66 s.
- Bokn, T., J. Molvær & B. Rygg, 1986. Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1985. NIVA-rapport nr. 1885, 61 s.
- Bokn, T., J. Molvær & B. Rygg, 1987. Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1986. NIVA rapport nr. 1999, 39 s.
- Brevik, E.M., 1978. Gas Chromatographic Method for the Determination of Organochlorine Pesticides in Human Milk. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 281-286.
- Dahle, A.B., 1984. Resipientundersøkelser i fjordområdene rundt Jæren 1982 - 1984. Rogalandsforskning T 27/84. Del I og II, 50 + 56 s.
- Dragsund, E. & K. Sivertsen, 1992. Basisundersøkelse i Håsteinfjorden. Del 7 - Gruntvannsamfunn. OCEANOR-rapport 64550, 38 s.

- Eidnes, G., J. Molvær & T. Simensen, 1987. Sentralreanseanlegg Nord-Jæren. Håsteinfjorden som resipient, sammenlignet med indre og ytre Byfjord. NHL-rapport STF60 F87051, 54 s.
- Grimmer, G. & H. Böhnke, 1975. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Profile Analysis of High-Protein Foods, Oils and Fats by Gas Chromatography. J. of the AOAC, 58 no. 4: 725-733.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 53: 577-586.
- Jacobson, P., H. Rye & T. Simensen, 1986. Resipientvurderinger for Håsteinfjorden. Innledende hydrofysiske betraktninger. NHL-rapport STF60 F86046, 99 s.
- Johannessen, P.J., 1977. Resipientundersøkelse av fjordene rundt Stavanger og Sandnes med hovedvekten lagt på bunnforhold og bunndyr. Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen, 44 s.
- Kjos-Hanssen, B. & K. Staveland, 1979. Overvåking av fjordsystemene rundt Stavangerhalvøya 1977 - 1979. Byveterinæren i Stavanger Rapport 1B og 2B, 55 s.
- Knutzen, J. & T. Bokn, 1981. Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1980. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 22/81. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Knutzen, J. & N.W. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme) 1990 - 1993. NIVA-rapport nr. 3302, 106 s.
- Knutzen, J., B. Rygg & I. Thélin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning nr. 93:03, 20 s.
- Knutzen, J., J. Skei, T.M. Johnsen, K. Hylland, J. Klungøy, & M. Schlabach, 1995. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport nr. 3351-95, 163 s.
- Konieczny, R. & A. Juliussen, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik - Kragerø. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 587/94. NIVA-rapport nr. 3275, 185 s.
- Lindholm, O., J. Molvær & K. Øren, 1983. Kostnads- og effektivitetsanalyse av tiltak mot forurensninger i Gandsfjorden. NIVA-rapport nr.1569, 34 s.
- Mathisen, J.P., A. Nittve, S. Sægrov & A. Thendrup, 1977. Resipientundersøkelser ved Stavangerhalvøya. Marinfysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og Gandsfjorden. VHL-rapport datert 29. desember 1977. STF60 F78004.
- Regionplankontoret for Jæren, 1979. Resipientundersøkelser av fjordene rundt Stavangerhalvøya. Regionplankontoret for Jæren. Rapport, 127 s.
- Rygg, B., 1995a. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA-rapport nr. 3347, 68 s.

- Rygg, B., 1995b. Vanlige konsentrasjoner av organisk karbon (TOC) i sedimenter i norske fjorder og kystfarvann. NIVA-rapport nr. 3364, 8 s.
- Rygg, B. & I. Th elin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02, 20 s.
- Shannon, C.E. & W. Weaver, 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- Shaw, K.M., P.J.D. Lamshead & H.M. Platt, 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 11: 195-202.
- Simensen, T. & S. Stene-Johansen, 1966. En resipientundersøkelse av Gandsfjorden og Hafrsfjord 1964/65. O-11/64. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 46 s. + vedlegg.
- Skei, J., J. Knutzen & J. Klungsøyr, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport nr. 3018, 88 s.
- Staveland, K. & K.O. Gjerstad, 1983. Vannovervåking av Hafrsfjord 1977 - 1982. Sluttrapport. Byveterinæren i Stavanger, 25 s. + bilag.
- Stokland,  ., 1985. Resipientundersøkelse i Hafrsfjord og Vistevika 1984 - 1985. Rogalandsforskning AVF 4/84, 31 s.
- Stokland,  ., 1992. Basisundersøkelse i Håsteinfjorden. Del 6 - Bløtbunnsfauna. OCEANOR R-92028, 27 s. + Vedlegg.
- Stokland,  ., K. Tangen, E. Dragsund & K. Sivertzen, 1992. Basisundersøkelse i Håsteinfjorden. Sammendrag av de enkelte delundersøkelser. OCEANOR-rapport 64550, 23 s.
- Tangen, K., 1992a. Basisundersøkelse i Håsteinfjorden. Del 1 - Hydrografi og oksygen. OCEANOR rapport nr. OCN R-92023.
- Tangen, K., 1992b. Basisundersøkelse i Håsteinfjorden. Del 2 - Planktonalger og næringssalter. OCEANOR rapport nr. OCN R-92076.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3493-96.

ISBN 82-577-3033-5