



# Statlig program for forurensningsovervåking

## Rapport 569/94

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Norsk Hydro Glomfjord fabrikker

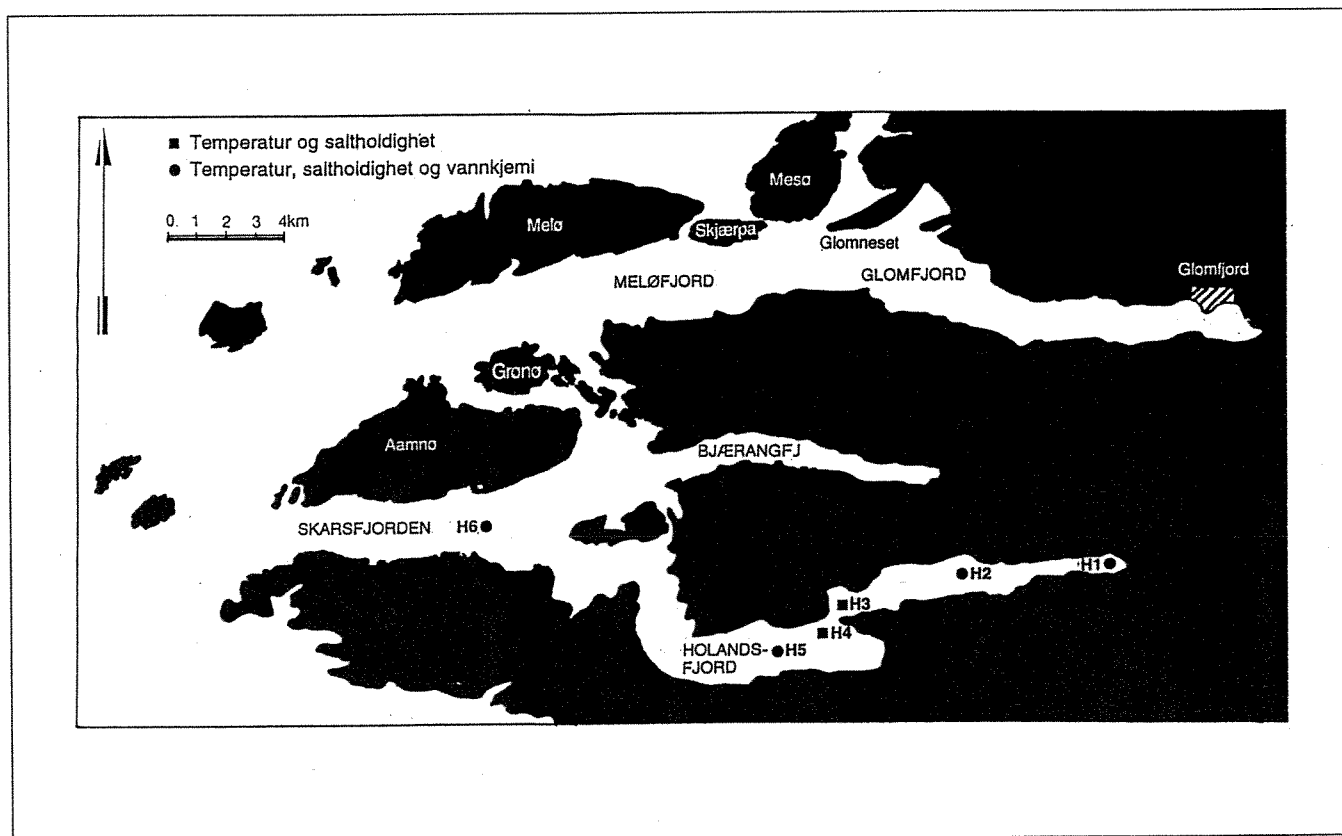
Statkraft

Utførende institusjon NIVA

# Undersøkelser av miljøforhold i Glomfjord og Holandsfjord i 1991-92

Delrapport 1.

Vannkjemi, biologi og  
sedimentasjon i Holandsfjord



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-910300	Undernr.:
Løpenr.: 3058	Begr. distrib.:

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

<b>Rapportens tittel:</b> Undersøkelser av miljøforhold i Glomfjord og Holandsfjord i 1991 - 1992. Delrapport 1. Vannkjemi, biologi og sedimentasjon i Holandsfjord.	<b>Dato:</b> 16/5-94.	<b>Trykket:</b> NIVA 1994
	<b>Faggruppe:</b> Marin økologi.	
<b>Forfatter(e):</b> Børge Holte Torbjørn Johnsen Jarle Molvær Kristoffer Næs	<b>Geografisk område:</b> Nordland.	<b>Antall sider:</b> 66
		<b>Opplag:</b>

<b>Oppdragsgiver:</b> Norsk Hydro Glomfjord fabrikker, Statkraft og Statens forurensningstilsyn (SFT). (Overvåkingsrapport nr. 569/94. TA-nr. 1099/1994).	<b>Oppdragsg. ref.:</b>
---	-------------------------

<b>Ekstrakt:</b> Undersøkelsene i Holandsfjord i 1991 - 92 hadde til hensikt å dokumentere forholdene i fjorden før Svartisen kraftverk kom i drift i 1993. Hardbunn og bløtbunn var preget av nedslamming, og tilførselen av partikler viste stor variasjon over tid og sted. Undersøkelser av algesamfunn og algebiomasse i vannmassene, samt analyser av tang viste god vannkvalitet og liten nærings saltbelastning. Oksygenforholdene i dypvannet var gode. Algesamfunnene var utsatt for sterkt beitepress fra kråkeboller.
--

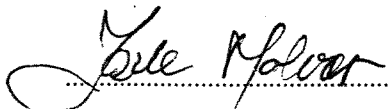
4 emneord, norske

1. Holandsfjord
2. Marin biologi
3. Vannkjemi
4. Sedimentasjon

4 emneord, engelske

1. Holandsfjord
2. Marin biology
3. Hydrochemistry
4. Sedimentation

Prosjektleder



Jarle Molvær

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2530-7

**O-910300**

**UNDERSØKELSER AV MILJØFORHOLD I GLOMFJORD  
OG HOLANDSFJORD  
I 1991 - 1992**

**DELRAPPORT 1**

**VANNKJEMI, BIOLOGI OG SEDIMENTASJON I  
HOLANDSFJORD**

Oslo,

16. mai 1994.

Prosjektleder:

Jarle Molvær, NIVA

Medarbeidere:

Børge Holte, Akvaplan-niva  
Torbjørn Johnsen, NIVA  
Kristoffer Næs, NIVA  
Are Pedersen, NIVA  
Mats Walday, NIVA

## **Forord**

*Den foreliggende rapport presenterer resultater fra en undersøkelse av miljøforhold i Holandsfjord, Nordland, i tidsrommet 1991 - 92. Undersøkelsen utgjør den ene halvdelene av en bred undersøkelse av Glomfjord og Holandsfjord utført for Statkraft, Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker og Statens forurensningstilsyn. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo, har hatt det faglige og økonomiske ansvaret for gjennomføringen av undersøkelsene, og Jarle Molvær (NIVA) har vært prosjektleder*

*Hensikten med undersøkelsen i Holandsfjord var å dokumentere hovedtrekkene ved miljøforholdene før Svartisen kraftverk kom i drift ved årsskiftet 1992 - 93 og dermed endret fjordens ferskvannstilførsel. Videre utarbeides en modell for beskrivelse av forventede virkninger på hydrofysiske og vannkjemiske forhold av endringen i ferskvannstilførsel.*

*Prosjektet er således to-delt, og modellarbeidet utgis som egen rapport. Tilstandsbeskrivelsen har omfattet undersøkelser av (faglig ansvarlig i parentes):*

- \* Hydrofysiske forhold (J. Molvær, NIVA, Oslo)*
- \* Næringsalter og algevekst i vannmassene (T. Johnsen, NIVA, Vestlandsavdelingen)*
- \* Oksygenforhold (J. Molvær, NIVA, Oslo)*
- \* Hardbunnssamfunn (M. Walday, NIVA, Oslo)*
- \* Sedimentasjon (K. Næs, NIVA, Sørlandsavdelingen)*
- \* Bløtbunnssamfunn (B. Holte, Akvaplan-niva, Tromsø).*

*Høgskolesenteret i Nordland, Bodø, har hatt ansvar for en stor del av det hydrokjemiske og sedimentgeokjemiske feltarbeidet, foruten deler av det vannkjemiske analyseprogrammet. Vi takker i første rekke førsteamanuensis Stig Skreslet, havforskerassistent Odd Arne Schistad, samt skipper Per Torrisen på F/F "Raud den Rame" for godt samarbeid.*

*Norsk Hydro Glomfjord Fabrikker har på en utmerket måte gjennomført omfattende hydrofysiske og vannkjemiske undersøkelser, samt samlet inn alger, og spesielt takkes Kristine Haukalid for godt samarbeid. Personalet på fabrikkens brannstasjon takkes også for hjelp med luftfylling av dykkerflasker.*

*Ved Statkraft har Jan-Petter Magnell bistått med å skaffe tilveie data for ferskvannstilrenning til Holandsfjord og Glomfjord. Hovedkontakt har vært Jens Petter Taasen.*

*Ved Statens forurensningstilsyn har Turid Winther-Larsen vært kontaktperson.*

*Ved NIVA har i tillegg følgende personer vært involvert i prosjektet:*

- *Are Pedersen i feltarbeid og rapportering av hardbunnsundersøkelsen.*
- *Frank Kjellberg har hatt ansvar for tilrettelegging av feltarbeid og punching av data.*
- *Gunnar Severinsen har tilrettelagt for konvertering av NVEs data for ferskvannstilførsel, hydrofysiske og vannkjemiske data til NIVAs database.*
- *Mette C. Lie og Liv Berg har redigert rapporten.*
- *Roy Beba, Marit Engeloug og Barbro Silde har vært ansvarlig for analysene av nitrogen og fosfor i tang og vannmasser. Resultatene fra tang-analysene er vurdert av Jon Knutzen.*

*Innsamling av alger for analyse av innhold av fosfor og nitrogen var opprinnelig ikke planlagt i undersøkelsen av Holandsfjord, og denne delen av undersøkelsen er derfor blitt finansiert med interne forskningsmidler på NIVA.*

*Anders Warén og Olle Israelson fra Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm, samt Roger Velvin og Rune Palerud fra Akvaplan-niva, har deltatt i bestemmelsen av bløtbunnsorganismer.*

*Jan Rueness, Stein Fredriksen og Ann-Cathrine Sjøli fra Universitetet i Oslo har deltatt i bestemmelsen av bunnlevende alger.*

*Alle vedlegg til rapporten er presentert i egen vedleggsrapport med løpenummer 3059.*

*Oslo, 16. mai 1994*

*Jarle Molvær*

# INNHOOLD

# SIDE

FORORD	2
SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	6
1.1 Formål	6
1.2 Hovedelementer i undersøkelsen	7
1.3 Beskrivelse av fjordområdet	7
2. HYDROGRAFI OVER TERSKELDYP OG OKSYGENFORHOLD I BASSENGVANNET	11
2.1 Formål	11
2.2 Metodikk	11
2.3 Resultater	12
2.3.1 Hydrografi i overflatelaget	12
2.3.2 Oksygenforhold i dypvannet	15
3. NÆRINGSSALTER OG ALGEBIOMASSE I VANNMASSENE	17
3.1 Formål	17
3.2 Metodikk	17
3.3 Resultater og diskusjon	17
4. HARDBUNNSSAMFUNN	31
4.1 Formål	31
4.2 Metodikk	31
4.3 Resultater	36
4.3.1 Vurdering av hardbunnsamfunnenes generelle tilstand	36
4.3.2 Forekomst av blåskjell, sekkedyr og posthornmark	39
4.3.3 Sammenligning av de to årenes undersøkelser	41
4.3.4 Nitrogen og fosfor i grisetang og blæretang	46
5. SEDIMENTASJON	48
5.1 Formål	48
5.2 Metodikk	48
5.3 Resultater	50
5.3.1 Mengde sedimentert materiale	50
5.3.2 Organisk innhold i felle materialet	52
5.3.3 Sammenligning med sedimentene	54
6. DYRESAMFUNN PÅ BLØTBUNN	55
6.1. Innledning	55
6.2 Formål	56
6.3 Metodikk	56
6.4 Resultater og vurderinger	57
6.4.1 Stasjonsbeskrivelser	57
6.4.2 Fauna	57
7. LITTERATUR	64

VEDLEGG: Egen rapport, - l.nr. 3059.

## SAMMENDRAG

Ved Stor-Glomfjordutbyggingen kan Holandsfjord på årsbasis nær få tredoblet sin ferskvannstilførsel. Dette kan endre visse sider av de hydrofysiske og hydrokjemiske forholdene i fjordsystemet. Forholdene i Holandsfjord var fra før dårlig kjent, og hensikten med denne undersøkelsen har vært å dokumentere hovedtrekkene ved miljøforholdene før Svartisen kraftverk kom i drift ved årsskiftet 1992 - 93 og dermed endret fjordens ferskvannstilførsel. Undersøkelsen har omfattet vannkjemiske, biologiske og sedimentkjemiske forhold.

Hovedinntrykket fra undersøkelsene er at Holandsfjord er lite belastet, bortsett fra en høy tilførsel av uorganiske partikler (særlig i 1991) til den indre delen av fjorden.

Målinger av **temperatur** og **saltholdighet** i fjordens overflatelag (tykkelse oftest 0.5 - 2 m) viser variasjoner i intervallet 3 - 18°C og 4 - 33‰ S., høyest temperatur og lavest saltholdighet i sommerhalvåret - og motsatt i vinterhalvåret. **Oksygenforholdene** i dypvannet var gode både i indre og ytre fjordbasseng. Dette skyldes trolig en kombinasjon av relativt hyppige vannutskiftninger og en moderat tilførsel av organisk materiale.

Analyser av **næringssalter** og **algebiomasse** viste at før utbygging er Holandsfjord et lite belastet fjordområde med god vannkvalitet. Vannmassene i den eufotiske sonen har om sommeren et relativt høyt forhold (>10 (vektbasert)) mellom nitrogen (N) og fosfor (P) som tyder på et overskudd av nitrogen. Dette forekommer ofte i fjorder og kystnære områder.

**Hardbunnssamfunnene** (0 - 30m dyp) var sterkt preget av nedslamming og beiting fra kråkeboller. Siden fjorden er resipient for brevann, kan man anta at samfunnene er tilpasset en viss grad av nedslamming. Imidlertid har anleggsarbeidet innerst i fjorden påført organismene ekstra belastning i form av en økt nedslamming. Beiting fra kråkeboller, et vanlig fenomen i norske fjorder, ga seg primært utslag i kraftig reduserte algebestander. Mengdefordelingen mellom de tre algeklassene og innholdet av nitrogen og fosfor i tang, viste at fjorden ikke er næringssalt-belastet. Resultatene fra 1991-undersøkelsen er usikre på grunn dårlige siktforhold i fjorden i denne perioden.

**Sedimentasjonen** ble målt på to stasjoner i Holandsfjord i 1991 og 1992. Det var stor variasjon over tid og sted. De tidsmessige variasjonene skyldes i stor grad nedbørforskjeller, men også anleggsuhell. De stedsmessige variasjonene viser at det tilførte materialet sedimenterte raskt og ga en høy årlig sedimentasjon på stasjonen innerst i fjorden på ca. 5 - 8 kg/m<sup>2</sup>. Mengdene var ca. 1/10 så store lengre ut i fjorden.

Det sedimenterte materialet var i hovedsak uorganisk, men besto under vår/tidlig sommer av opptil 47% organisk karbon, som trolig har sammenheng med våroppblomstring av plankton.

**Bløtbunnsfaunaen** innerst i fjorden syntes å være forholdsvis sterkt påvirket av ytre miljøfaktorer, trolig nedslamming, mens samfunnet på den ytterste stasjonen i Skarsfjorden syntes upåvirket. Artsmangfoldet i bløtbunnsamfunnet i fjordsystemet Holandsfjord - Skarsfjord avtok fra ytre til indre del, mens individantallet syntes økende. I indre del av fjordsystemet ble det ikke registrert bløtdyr (f.eks. muslinger og snegl) i 1992 og relativt få arter og individer fra denne dyregruppen i 1991. Variasjonen i artssammensetning mellom stasjonene i fjordsystemet er generelt uttrykt ved økende innslag av bløtdyr og avtagende hyppighet av børstemark og krepsdyr utover i fjordsystemet. Det var god overensstemmelse i faunasammensetning på de enkelte stasjonene mellom innsamlingsårene (1991 og 1992). Resultatene tyder på økende miljøpåvirkning/stress innover i fjordsystemet.

# 1. INNLEDNING

## 1.1. Formål

Ved Stor-Glomfjordutbyggingen vil Holandsfjord på årsbasis nær tredoble sin ferskvanns-tilførsel. I tidsrommet medio august - medio mai blir økningen relativt sett enda større.

Nåværende tilstand i fjordsystemet er lite kjent. Reguleringen kan imidlertid endre visse sider av de hydrofysiske og hydrokjemiske forholdene i fjordsystemet, bl.a.:

- \* tykkere brakkvannslag, med lavere saltholdighet og kortere oppholdstid.
- \* økt tilførsel av breslam til Holandsfjord, og dermed økt turbiditet.

Det siste vil i så fall medføre redusert gjennomskinnelighet og dermed mindre gunstige forhold for planteplanktonets vekst. På nåværende tidspunkt er det imidlertid ikke mulig å anslå graden av påvirkning og dermed mulighetene for effekter videre mot dyreplankton og høyere deler av næringskjeden.

En annen viktig effekt fra breslammet kan være økt nedslamming av bunnen, og dermed forringede livsvilkår for mange bunnlevende alger og dyr i fjorden.

Hovedformålet for undersøkelsene i Holandsfjord var:

1. ***Etablere status for hydrofysiske, vannkjemiske og biologiske forhold som kan tenkes å bli vesentlig påvirket av endret ferskvannstilførsel. Det velges metoder som gir mulighet for påvisning av eventuelle vesentlige endringer gjennom etterundersøkelser.***
2. ***Utvikle en modell som beskriver sammenheng mellom ferskvannstilførsel og hydrofysiske, hydrokjemiske forhold og biologiske forhold. Modellen skal brukes til å prognostisere effekter av endret ferskvannstilførsel og gi økt forståelse av resultatene fra tilstandsbeskrivelsen.***

Foreliggende rapport omfatter formålet i punkt 1.

Som nevnt i forordet var denne undersøkelsen den ene halvdel av en større undersøkelse som omfattet både Holandsfjord og Glomfjord (Molvær *et al.*, 1991). Hva modellutviklingen angår, er det en tilpasset versjon av "Glomfjordmodellen" som anvendes på Holandsfjord.



## 1.2. Hovedelementer i undersøkelsen

Den etterfølgende tabellen gir en summarisk oversikt over elementene som inngikk i undersøkelsene av Holandsfjord. Nærmere detaljer om gjennomføring av de enkelte arbeidsoppgavene blir gitt i de etterfølgende kapitlene.

**Tabell 1.1.** Arbeidsoppgaver og tidsplan for undersøkelsene i Holandsfjord.

Arbeidsoppgave	1991	1992	1993
Feltarbeid: Vannutskiftning	x		
Næringssalter og algevekst i vannmassen	x		
Oksygen i dypvannet	x	x	
Undersøkelser av gruntvannssamfunn	x	x	
Undersøkelser av sedimentasjon	x	x	
Undersøkelser av bløtbunnsfauna	x	x	
Databearbeidelse og analyser	x	x	x
Modellutvikling		x	x
Rapportering			x

## 1.3. Beskrivelse av fjordområdet

Holandsfjord ligger på den nordlige delen av Helgelandskysten ved 66° 4' N og mellom 13° 3' og 14° Ø. På mange kart navngis den østlige delen av Holandsfjord som Nordfjord. I denne rapporten blir hele fjorden omtalt som Holandsfjord, noe den også gjøres av lokal-befolkningen. Figur 1.1 gir en oversikt over Holandsfjord, og en langsgående bunnprofil er vist i figur 1.2. Vi ser at innsnevringen ved Enganeset naturlig inndeler fjorden i to bassenger, hvorav det innerste er dypest. Typiske topografiske data for de to bassengene er sammenfattet i tabell 1.2. Vi gjør imidlertid oppmerksom på at sjøkartet for dette området er av eldre dato med forholdsvis få loddskudd, og at størrelsene derfor inneholder en viss usikkerhet.

**Tabell 1.2.** Topografiske data for Holandsfjord. Enganeset utgjør skillet mellom ytre og indre del.

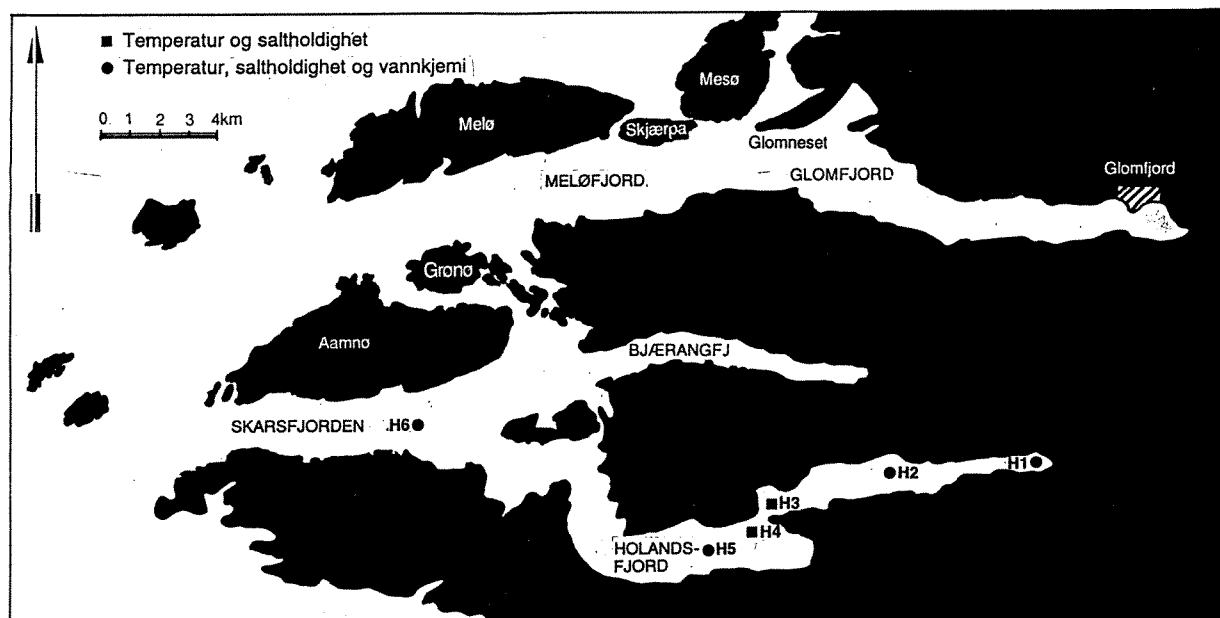
	Største dyp (m)	Terskel-dyp (m)	Areal (km <sup>2</sup> )	Volum (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Volum under terskel (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )
Ytre del	195	45	23,2	1975	1050
Indre del	250	100	8,9	910	265

Fjordens vannmasser over terskeldyp er godt beskrevet gjennom målinger av temperatur og saltholdighet som Statkraft har gjennomført i varierende omfang i tidsrommet 1977 - 91 (upubliserte data). Den øverste del av fjordens vannmasser bærer preg av den store, varierende ferskvannstilførselen, og figur 1.3 illustrerer dette. Fjordens vannmasser kan således i prinsippet inndeles i tre vannlag:

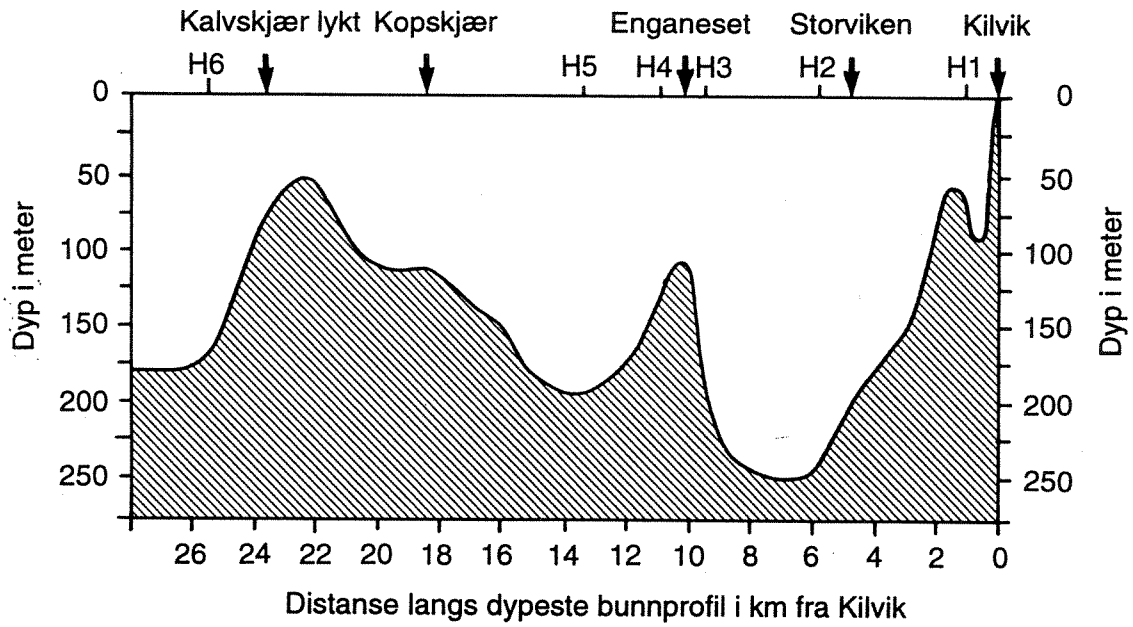
- \* brakkvannslaget, tykkelse typisk 0.5 - 3 m, saltholdighet 3 - 33‰.
- \* mellomliggende lag: mellom brakkvannslagets nedre del og terskeldyp.
- \* bassengvann: fra terskeldyp til bassengenes største dyp.

Denne inndelingen av fjordens vannmasser er brukt videre i rapporten.

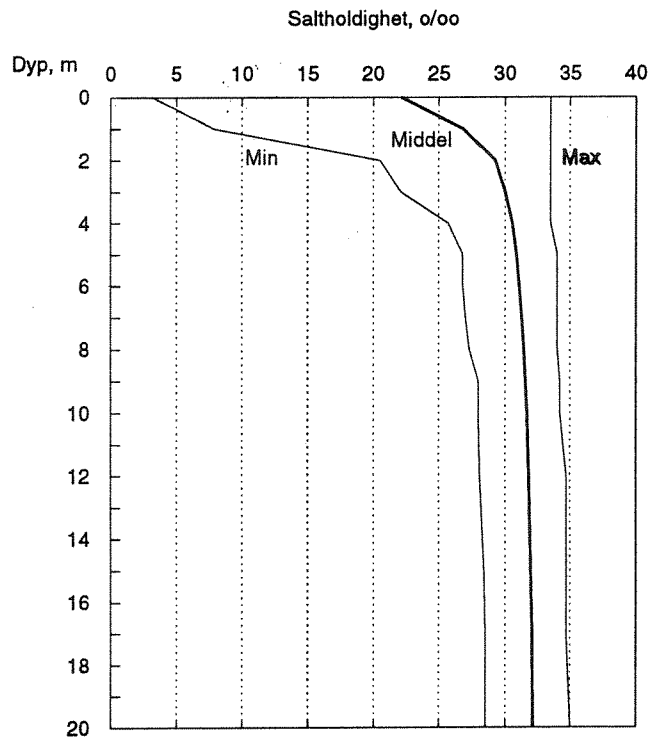
Fjordens ferskvannstilførsel er beregnet av Statkraft (J.-P. Magnell, 1993), og figur 1.4 viser ukemidler for direkte avrenning til henholdsvis indre og ytre del i 1991 - 92. Vi ser at ytre del gjennomgående har størst tilførsel av ferskvann. Variasjonene med tiden er store. For fjorden samlet varierer ukemidlene mellom ca. 2 m<sup>3</sup>/s og 70 m<sup>3</sup>/s.



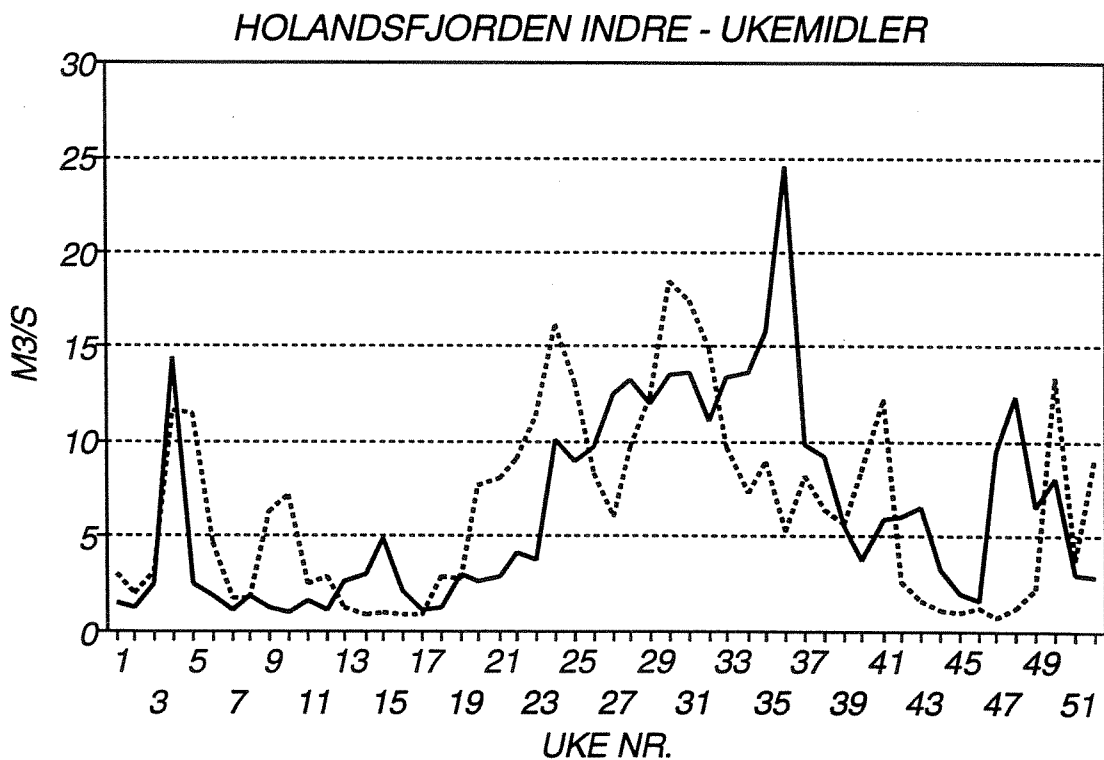
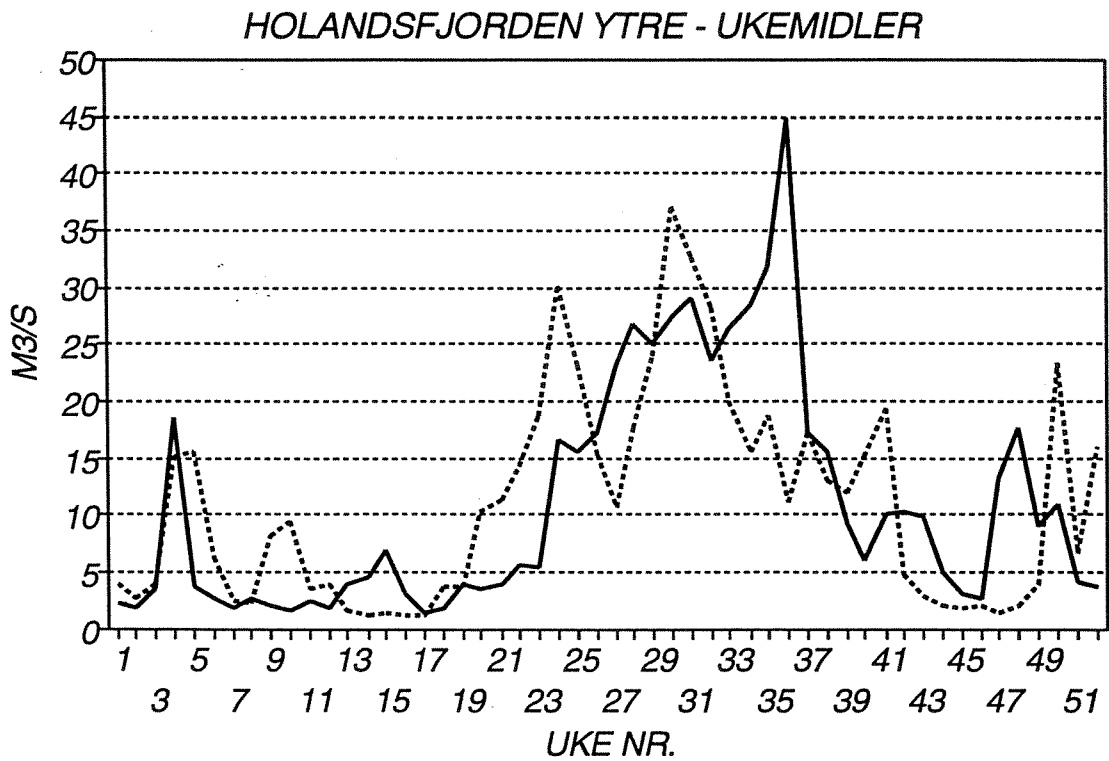
Figur 1.1. Holandsfjord med hydrografistasjoner.



**Figur 1.2.** Langsgående bunnprofil av Holandsfjord. Viser også stasjonplasseringen.



**Figur 1.3.** Typisk inndeling av vannmassene innenfor Enganeset.



**Figur 1.4.** Ukemidler av ferskvannstilførsel til ytre og indre område i 1991 - 92.

## 2. HYDROGRAFI OVER TERSKELDYP OG OKSYGEN-FORHOLD I BASSENGVANNET

*Målinger av temperatur og saltholdighet i fjordens overflatelag (tykkelse oftest 0.5 - 3 m) viser variasjoner i intervallet 3 - 18° C og 4 - 33‰, høyest temperatur og lavest saltholdighet i sommerhalvåret - og motsatt i vinterhalvåret. Oksygenforholdene i dypvannet var gode både i indre og ytre fjordbasseng. Dette skyldes relativt hyppige tilførsler av nytt vann, kombinert med moderat tilførsel av organisk materiale.*

### 2.1. Formål

De hydrografiske undersøkelserne hadde som hovedmål å gi grunnlag for den hydrografiske del av modellutviklingen. De generelle hydrografiske forhold ned til ca. 80 m dyp ansees for tilstrekkelig dokumentert gjennom målinger av temperatur og saltholdighet på 5 stasjoner som Statkraft gjennomførte i varierende omfang i tidsrommet 1977 - 90. **I denne rapporten blir bare hovedtrekkene presentert.** Nærmere beregninger av vannutskiftning, samt beskrivelse av hydrofysiske forhold gjøres i delrapport 2 som omhandler en matematisk modell av hydrofysiske, samt en del kjemiske og biologiske forhold i fjorden.

Etter vassdragsreguleringen kan det bli reist spørsmål om oksygenforholdene i bassengvannet, og dermed om livsgrunnlaget for bunnfaunaen er blitt dårligere. Dette delprosjektet skal sikre et datamateriale som med rimelig sikkerhet dokumenterer før-tilstanden. Dertil kommer at modellen inneholder en "dypvannsdal" hvor beregning av oksygenforbruk inngår. Resultatene fra feltmålingene brukes også til å kalibrere modellen på dette punktet.

### 2.2. Metodikk

Ned til ca. 100 m dyp ble temperatur og saltholdighet registrert ved bruk av en STD-sonde (Sensor Data modell SD-200). Dette er en rask metode, men nøyaktigheten er ikke stor. Imidlertid er den tilstrekkelig for måling i vannmasser der vertikale gradienter kan være store og likedan variasjonene med tiden. I fjordens dypvann var det behov for større målenøyaktighet både mht. temperatur og saltholdighet. Temperaturen ble der målt ved bruk av vendetermometre og saltholdigheten bestemt ved å analysere innsamlede prøver i laboratoriet ved bruk av et salinometer. Oksygenkonsentrasjonen ble målt ved Winkler-titrering av innsamlede vannprøver. Tabell 2.1 beskriver kort metodikk og nøyaktighet.

Nøyaktigheten i STD-sonden ble jevnlig kontrollert ved å sammenholde dens registreringer med avlesning av vendetermometre og saltholdighetsanalyser fra tilsvarende dyp. Disse kontrollene ble vanligvis utført i 80 - 100 m dyp der vertikale gradienter er små. Om nødvendig ble registreringene fra sonden etterpå korrigert i samsvar med avviket.

**Tabell 2.1.** Parametre og metoder.

Parameter	Metode	Presisjon
Temperatur	STD-sonde SD200	$\pm 0.1^{\circ}\text{C}$
	Vendeterminometer	$\pm 0.01^{\circ}\text{C}$
Saltholdighet	STD-sonde SD200	$\pm 0.1\text{‰}$
	Autolab salinometer	$\pm 0.002\text{‰}$
Oksygen	Winkler	$\pm 0.05 \text{ mlO}_2/\text{l}$

Måleprogrammet ble inndelt i to etapper. I tidsrommet 29.mai - 7. august 1991 ble målinger av temperatur og saltholdighet utført med 1 - 2 ukers mellomrom, - den såkalte "intensiv-undersøkelsen" for kalibrering av den hydrofysiske modellen. De øvrige målingene ble rutinemessig gjort i forbindelse med vannkjemiske målinger eller ettersyn av sedimentfellene i fjordens indre del.

Tabell 2.2 angir tidspunkt for målingene. Man vil se at data fra vinteren 1991 - 92 mangler. Dette skyldes at det ikke ble ettersyn av sedimentfellene pga. isdekke i fjordens indre del.

**Tabell 2.2.** Tidspunkt for hydrografiske målinger i Holandsfjord.

13.5.91	8.7.91	11.6.92
14.5.91	17.7.91	8.7.92
29.5.91	25.7.91	20.8.92
5.6.91	1.8.91	8.9.92
13.6.91	7.8.91	7.10.92
20.6.91	5.9.91	8.11.92
26.6.91	10.9.91	19.11.92
3.7.91	11.3.92	

I hovedsak var målingene av temperatur, saltholdighet og oksygen vellykket. Vi nevner imidlertid spesielt at STD-sonden den 13. juni 1991 fungerte dårlig og ga mange feilregistreringer. Den 20.juni 1991 gikk dataene i sin helhet tapt. Fra 3. juli 1991 finnes bare data fra stasjon H1, sannsynligvis fordi sondens hukommelse gikk full og deretter ikke lagret flere data.

## 2.3. Resultater

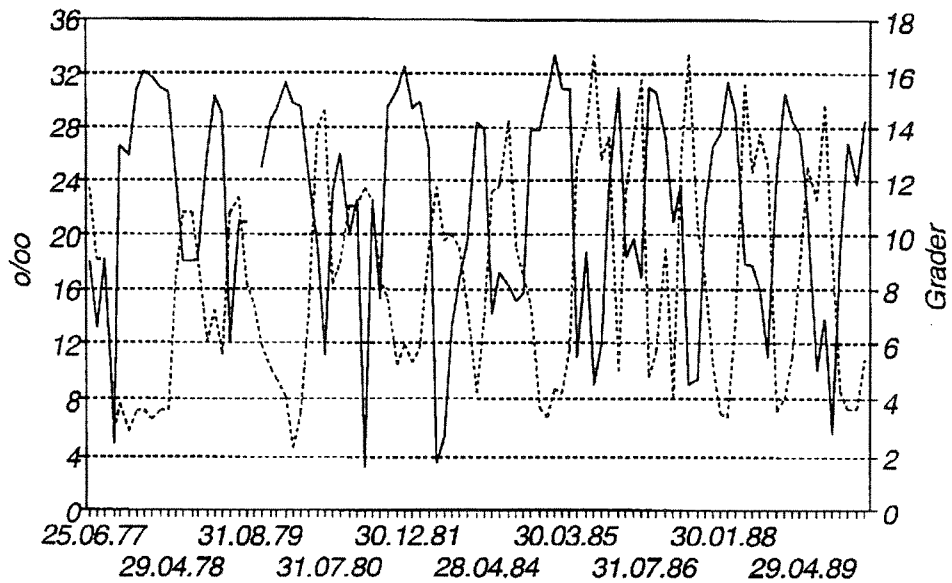
### 2.3.1. Hydrografi i overflatelaget

Figur 2.1 viser Statkrafts måleserie for tidsrommet 1977 - 91 fra stasjonene H2 og H5. Vi gjør oppmerksom på at alle data er satt med samme avstand langs x-aksen, og bare hver 10. dato er vist. Variasjonene er store, med saltholdighet varierende i intervallet ca. 4 - 33‰: lavest under snøsmeltingen vår/sommer og høyest vinterstid. I perioder med liten ferskvannsavrenning ( gjerne kombinert med vind) kan brakkvannslaget i praksis bli borte.

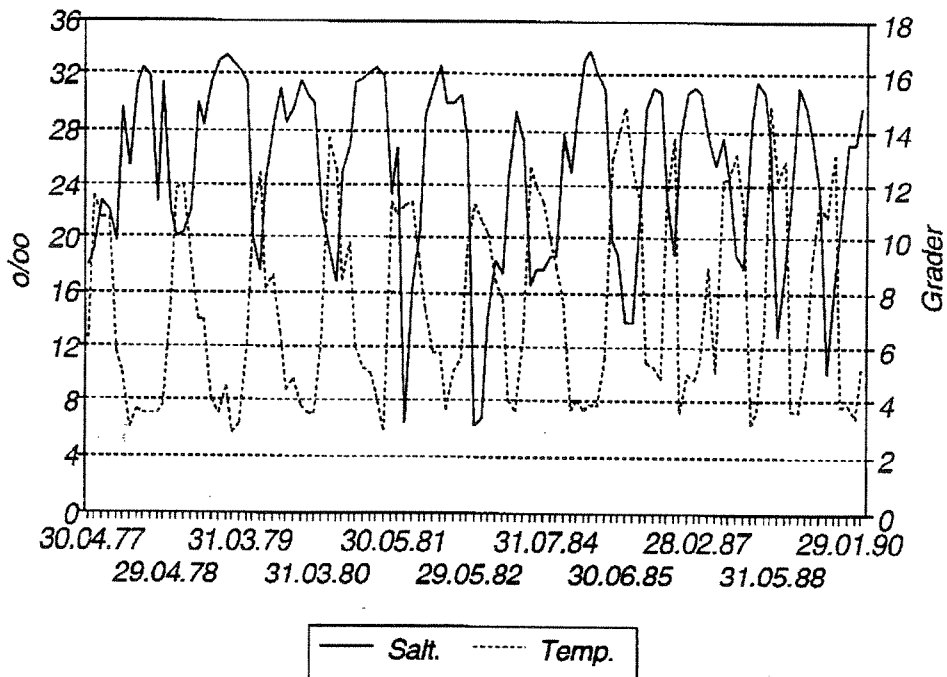
Temperaturen i overflatelaget varierer noenlunde som saltholdigheten: lavest vinterstid (3 - 4°C) og høyest sommerstid (12 - 18°C).

Vi minner om at man naturlig nok ikke har målinger under perioder med isdekke og liten ferskvannsavrenning vinterstid, og dermed kan temperatur og saltholdighet trolig bli henholdsvis lavere og muligens høyere enn vist her.

Holandsfjorden, st. H2, 0 m dyp



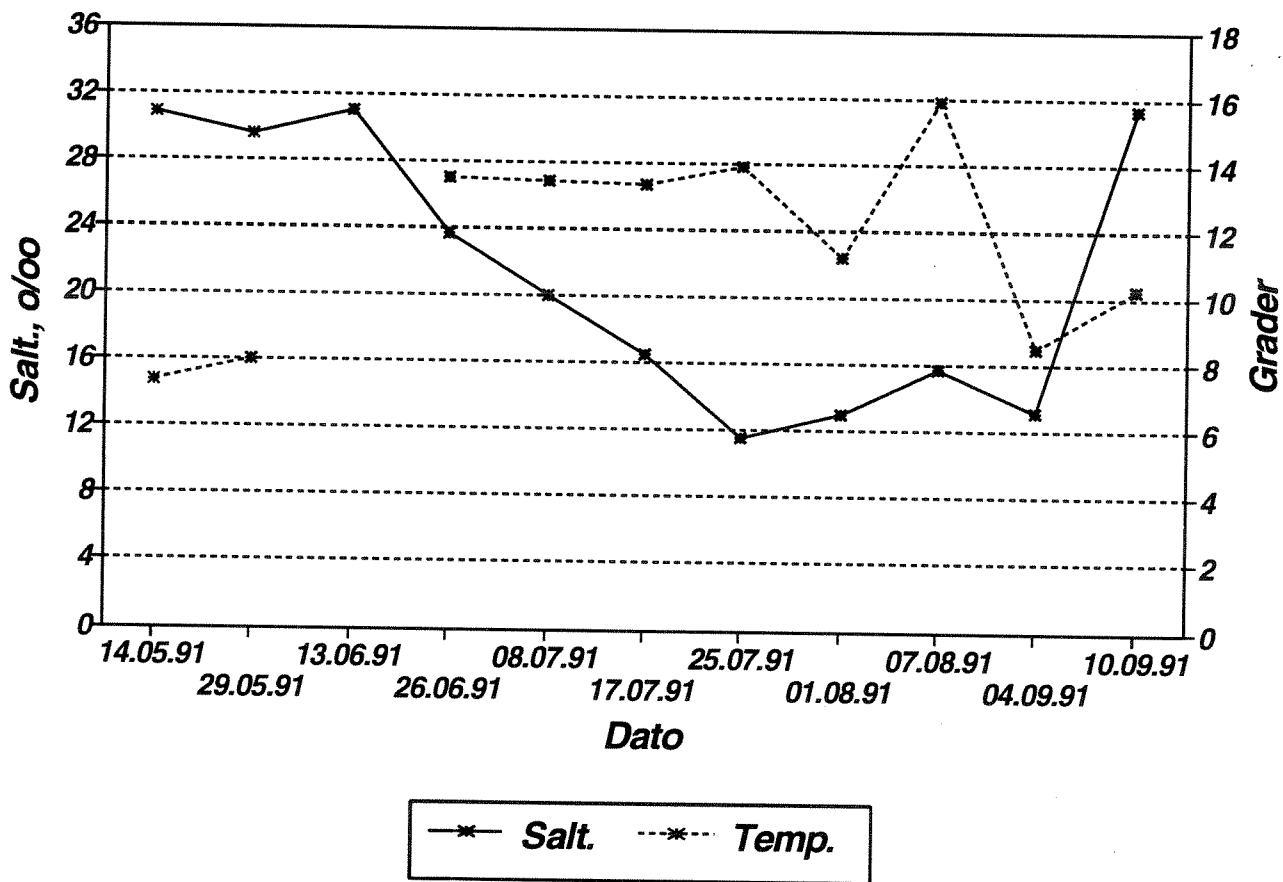
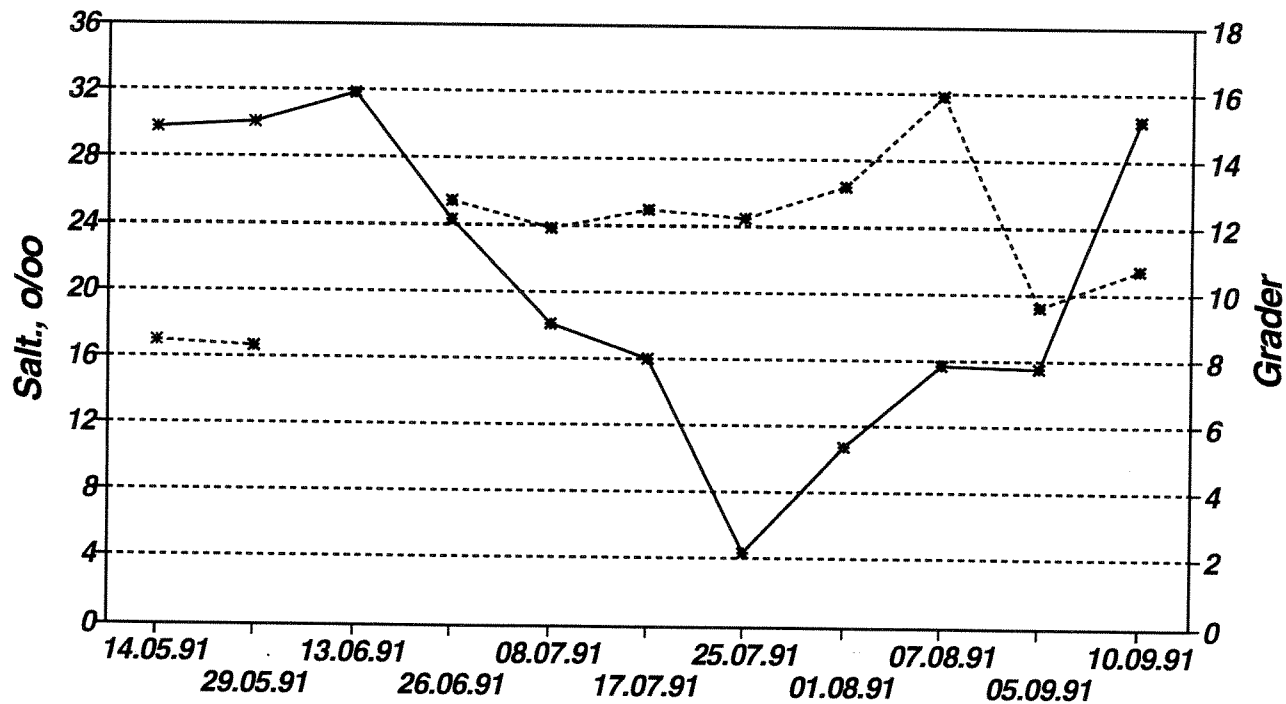
Holandsfjorden, st. H5, 0 m dyp



**Figur 2.1.** Temperatur og saltholdighet i Holandsfjords overflate, målt i tidsrommet 1977 - 91 (upubliserte data fra Statkraft). Merk at x-aksen viser jevn avstand mellom datoer med ulikt intervall.

- A: Stasjon H2 i fjordens indre del.
- B: Stasjon H5 i fjordens ytre del.

Figur 2.2 viser tilsvarende data fra 1991. Hovedtrekkene er de samme som for langtidsserien.



Figur 2.2. Temperatur og saltholdighet i Holandsfjords overflate, i 1991 - 92.  
 A: Stasjon H2 i fjordens indre del.  
 B: Stasjon H5 i fjordens ytre del.



### 2.3.2. Oksygenforhold i dypvannet

Figur 2.3 viser resultatene av oksygenmålingene i dypvannet i bassengene innenfor og utenfor Enganeset (jfr. figur 1.2). For karakterisering av tilstanden er det brukt tre klasser (minimumsverdier over året, jfr. Rygg & Thélin, 1993):

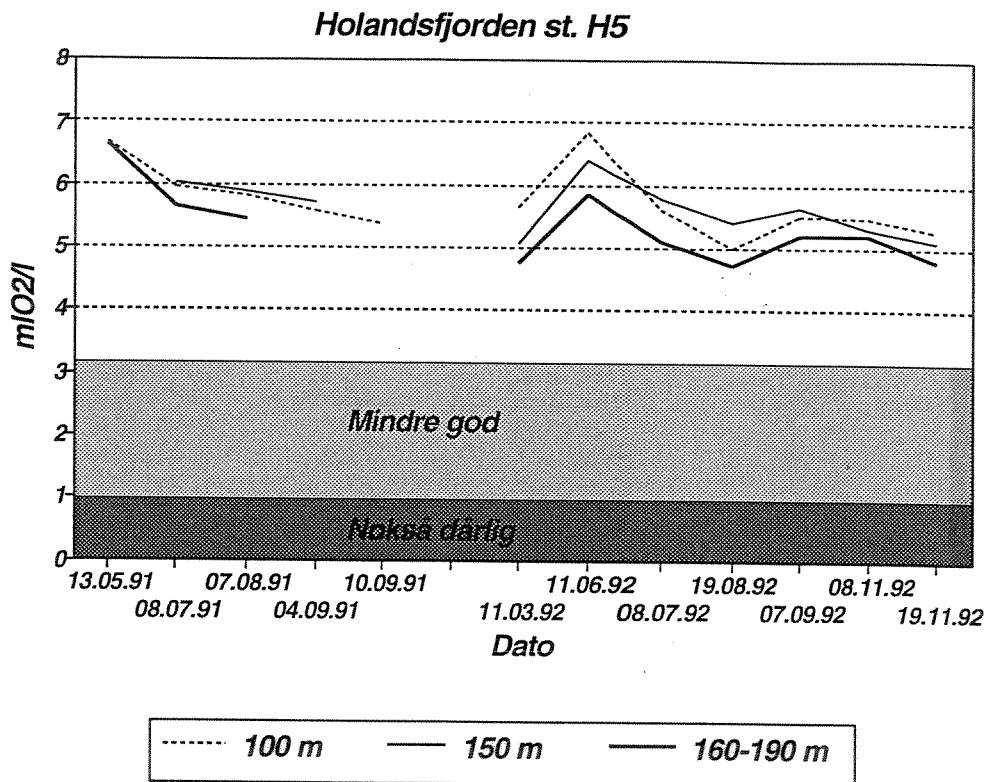
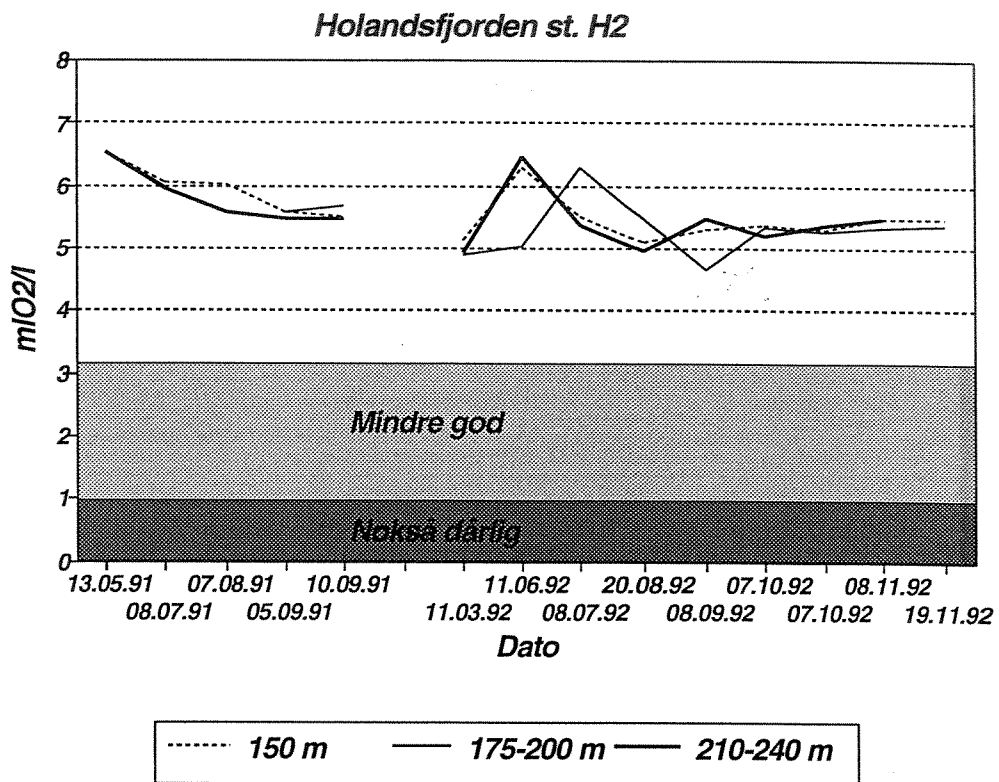
Gode oksygenforhold:	>3,2 ml O <sub>2</sub> /l
Mindre gode oksygenforhold:	3,2 - 1 ml O <sub>2</sub> /l
Nokså dårlige oksygenforhold:	1 - 0 ml O <sub>2</sub> /l

Intervaller for henholdsvis mindre gode og nokså dårlige oksygenforhold er vist med skravur.

For begge bassenger vises fallende konsentrasjoner utover sommer og høst i både 1991 og 1992. Dette er vanlig i terskelfjorder og skyldes organisk belastning fra en relativt høy planteplanktonvekst kombinert med liten vannfornyelse (oksygentilførsel) i dypvannet.

Isdekket vinteren 1991 - 92 medførte at det ikke ble gjort målinger i tidsrommet oktober 1991 - februar 1992. Den 11. mars 1992 ble det målt 4.9 ml O<sub>2</sub>/l (69% metning) i 240 m dyp på st. H2 i fjordens indre del, mot ca. 5.4 ml O<sub>2</sub>/l (77%) i september 1991 (figur 2.3A). For utviklingen i tidsrommet september - mars har vi ingen data, men et resonnement kan sannsynliggjøre hovedtrekkene: Allerede i september 1991 viste oksygenforbruket tegn til å avta, og det er følgelig ingen grunn til å tro at forbruket deretter økte vesentlig, mens algeveksten i vannmassene var på det laveste vinterstid. Det er dermed lite sannsynlig at oksygenkonsentrasjonen i dypvannet innenfor Enganeset ble vesentlig lavere enn det som ble målt i mars 1992.

På st. H5 i fjordens ytre del, var laveste konsentrasjon 4.46 mlO<sub>2</sub>/l (68% metning) ved samme tidspunkt, og vurderingen av tidsutviklingen mellom september 1991 og mars 1992 er den samme som for H2 (figur 2.3B).



**Figur 2.3.** Oksygenforhold i Holandsfjords dypvann.  
 A: St. H2 fjordens i indre del.  
 B: St. H5 fjordens i ytre del.

### 3. NÆRINGSSALTER OG ALGEBIOMASSE I VANN- MASSENE

*Analysen av næringsalter og algebiomasse viste at før utbygging var Holandsfjord et lite belastet fjordområde med god vannkvalitet. Vannmassene i den eufotiske sonen har om sommeren et relativt høyt forhold (>10 (vektbasert)) mellom nitrogen (N) og fosfor (P) som tyder på et overskudd av nitrogen.*

#### 3.1. Formål

Denne delen av undersøkelsen har hatt som målsetting å beskrive næringssaltene og algebiomassen i form av klorofyll *a* i vannsøylen eufotiske sone gjennom en hel sesong. På bakgrunn av måling av disse parameterene ønsket en å bedømme eutrofigraden i Holandsfjord før regulering av vanntilførselen til fjordområdet finner sted som resultat av vannkraftutbygging av Svartisen.

#### 3.2. Metodikk

I løpet av 1991-sesongen ble det i tidsrommet 14. mai til 20. august tilsammen gjort 13 innsamlinger på stasjon H2 og H5 i Holandsfjord, hvor vannprøver for analyse av næringsalter ble tatt fra overflaten og ned til 100 meter. Ved 3 av innsamlingsdatoene ble prøver for analyse av algebiomasse (klorofyll *a*) samlet fra de øvre 30 metrene. Alle vannprøver ble tatt ved bruk av vannhenter. Høyskolesenteret i Nordland (HSN) sto for innsamlingen av prøver, mens analysene delvis ble foretatt ved HSN og delvis ved NIVAs laboratorium.

Næringsaltprøver ble tatt på syrevaskede flasker og tilsatt 4 mol H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Prøver for analyse av nitrat (NO<sub>3</sub>) og fosfat (PO<sub>4</sub>) ble tatt ved de fleste av innsamlingene, mens ammoniumprøver (NH<sub>4</sub>) ble tatt i alt 8 ganger. I siste del av undersøkelsesperioden ble det i tillegg analysert på totalt nitrogen (TOT-N) og totalt fosfor (TOT-P). Analysene av nitrat, ammonium, totalt nitrogen, fosfat og totalt fosfor er gjennomført henholdsvis etter følgende Norske standarder: NS4745, NS4746, NS4743, NS4724 og NS4725.

Klorofyll *a*-prøvene ble filtrert på stedet, og filtrerne ble deretter frosset ned. Analysene er senere utført ved bruk av metanol som ekstraksjonsmiddel og måling med spektrofotometer etter Norsk standard (NS 4767). Beklageligvis kunne en stor del av resultatene for klorofyll *a* ikke brukes på grunn av for høy deteksjonsgrense ved HSNs laboratorium.

For høsten 1991 foreligger det resultater fra analyser av totalt organisk karbon (TOC), hvor analysene har fulgt intern metode ved NIVA.

#### 3.3. Resultater og diskusjon

##### Våren 1991

**Nitratverdiene** fra mai 1991 viste både for stasjon H2 og H5 at dette næringsaltet er forbrukt i de øvre 20 metrene av vannsøylen (figur 3.1, a og b). På 50 meters dyp var nitratkonsentrasjonen økt til verdier normale for rent dypvann.

Konsentrasjonen av **ammonium** er relativt jevn fra overflaten og ned til 50 meters dyp (figur 3.2, a og b). Vedlegg 3.1 og 3.2 viser at ammoniummengden i hele vannsøylen har økt med en faktor på ca. 3 fra midten til slutten av mai. Forskjellen mellom de to innsamlingsdatoene synes relativt stor når en tar i betraktning at ingen andre næringsalter endret seg vesentlig i samme tidsrom. Dessuten synes en

del av verdiene fra denne undersøkelsen å ligge i overkant av hva en skulle forvente i et lite belastet fjordområdet som Holandsfjord må sies å være. På bakgrunn av fjordområdets ubetydelige næringssaltbelastning, burde ammoniumkonsentrasjonene forventes å være lavere enn 20 µg/l. De høye ammoniumverdiene i slutten av mai antas derfor å være forårsaket av analyseproblemer.

Verdiene for **fosfat** viste samme tendens som nitratverdiene både på stasjon H2 og H5. Det vil si at i vannsøylen øvre del av den eufotiske sonen er konsentrasjonene meget lave, men øker på ned mot 50 m (figur 3.3, a og b).

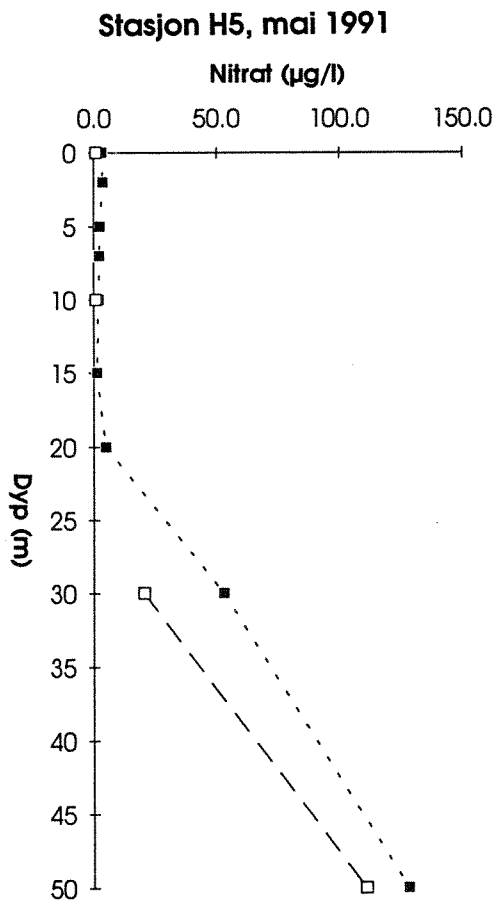
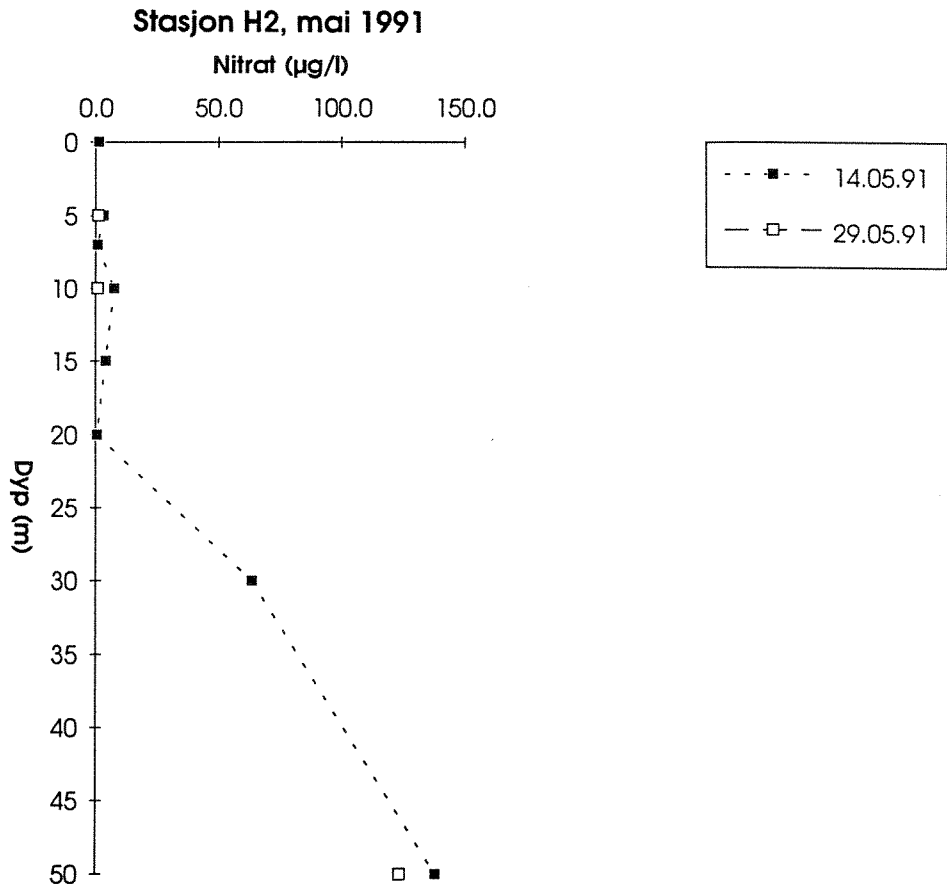
Nitrat- og fosfatanalysene fra mai viser at næringssaltene fra overflaten og ned til tilogmed 20 meter var forbrukt. Av dette kan det sluttet at ved første innsamling 14. mai var planteplanktonets våroppblomstring over. I tillegg viste næringssaltanalysene at det i Holandsfjord er i de øvre 20 - 30 metrene av vannsøylen at algenes primærproduksjon foregår.

Målingene av algenes biomasse i vannsøylen bekreftet at våroppblomstringen var forbi midt i mai. Maksimal klorofyll *a*-mengde ble funnet på 15 meters dyp både på stasjon H2 og H5 (figur 3.4, a og b). Sannsynligvis var dette restene fra vårens algeblomstring som holdt på å synke ut av den eufotiske sonen.

### Sommeren 1991

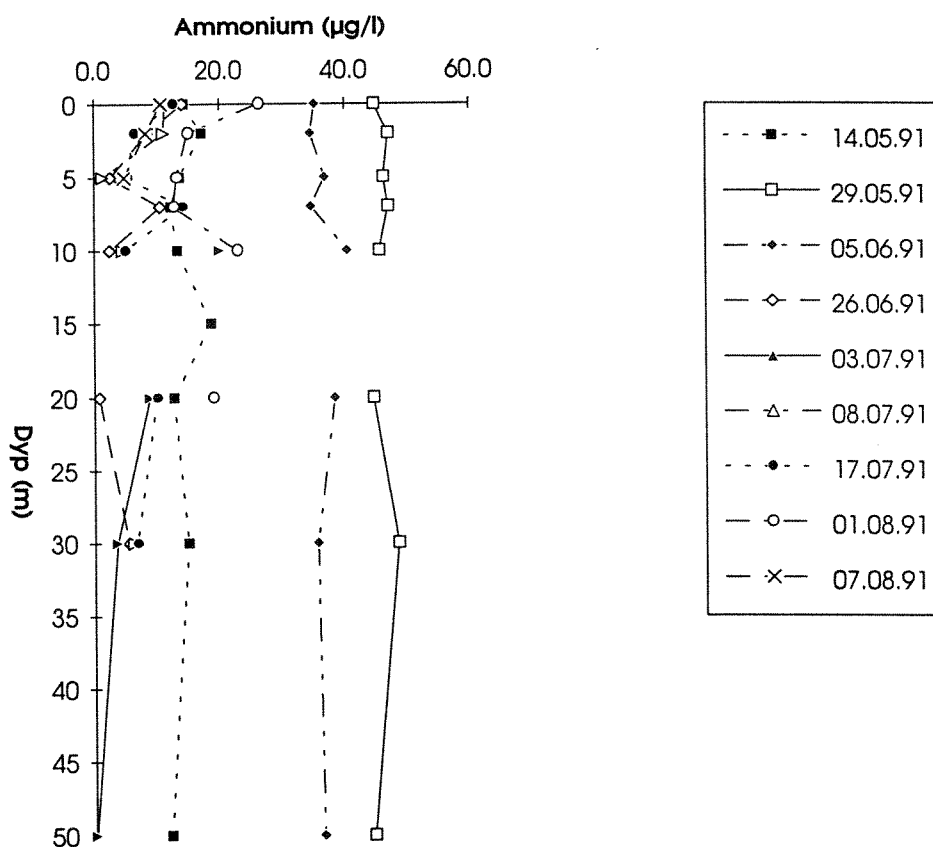
Ved innsamlingene på stasjon H2 i juni 1991 kan det både for stasjon H2 og H5 generelt sies at de øvre 20 - 30 metrene er tømt for nitrat i hele sommerperioden (figur 3.5, a og b og figur 3.6, a og b). Vannet nær overflaten inneholdt imidlertid en del nitrat, men dette er nitrat som tilføres via ferskvann. Prøvene fra juli viser at nitratverdiene var svært lave helt ned til 30 meter. Årsaken er mest sannsynlig god lysinnstråling som gjør at plankton helt ned til under 30 meter får lys nok til å ha en netto primærproduksjon.

**Ammonium** fordelte seg også nå svært jevnt i vannsøylen (jfr. figur 3.2, a og b). Prøven fra 5. juni skilte seg ut med høye verdier sammenlignet med resten av sommerverdiene. Som tidligere nevnt antas dette å ha sammenheng med at ammonium er en vanskelig måleparameter, og at prøver lett kan bli kontaminert.

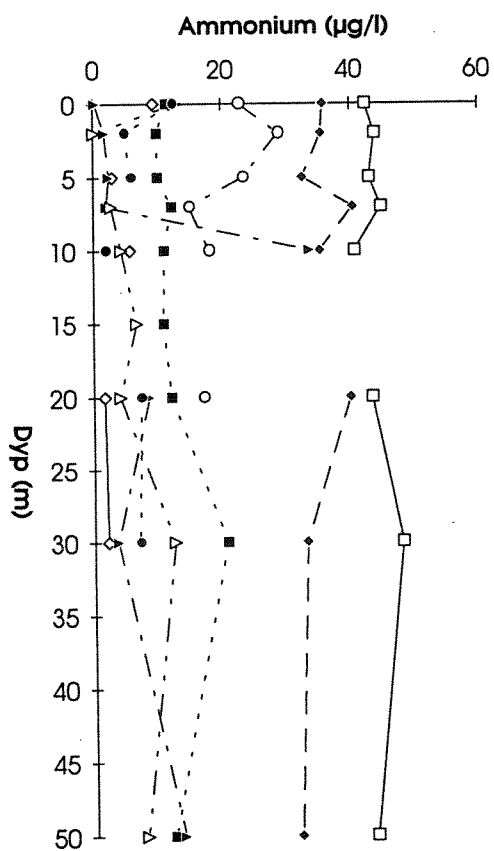


**Figur 3.1.** Vertikale nitratprofiler fra mai 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).  
(lib)mol-holand

### Stasjon H2, mai-august 1991

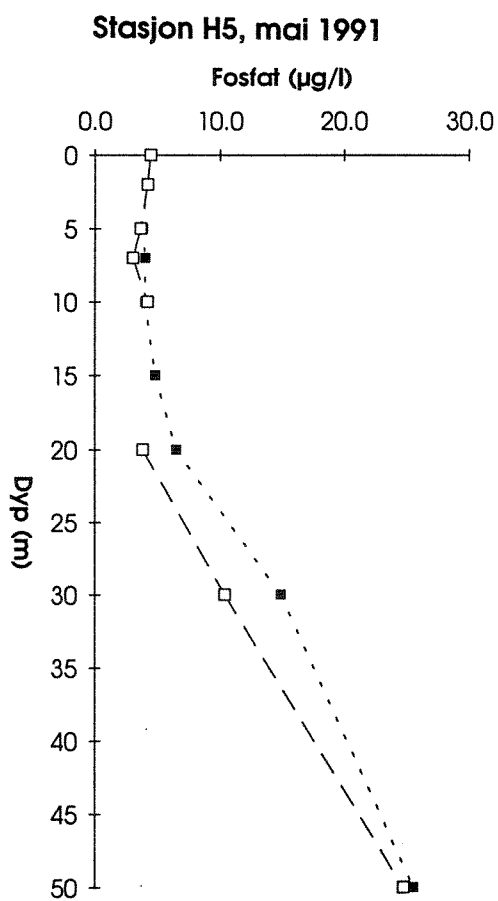
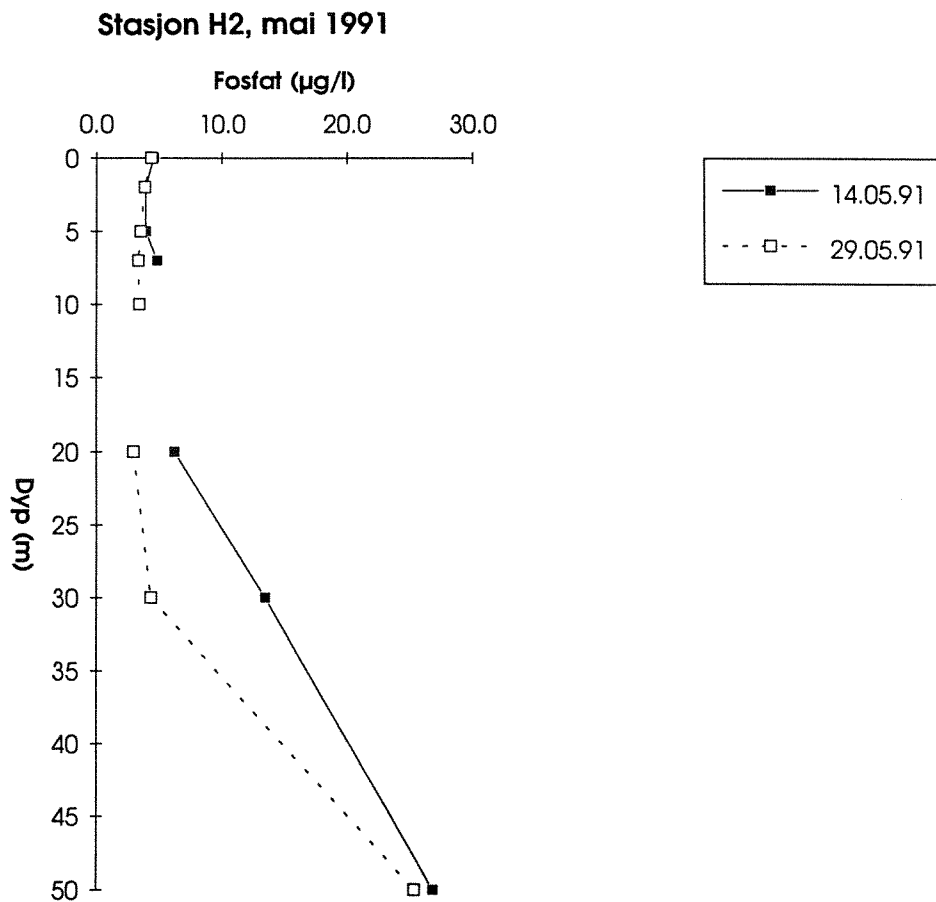


### Stasjon H5, mai-august 1991



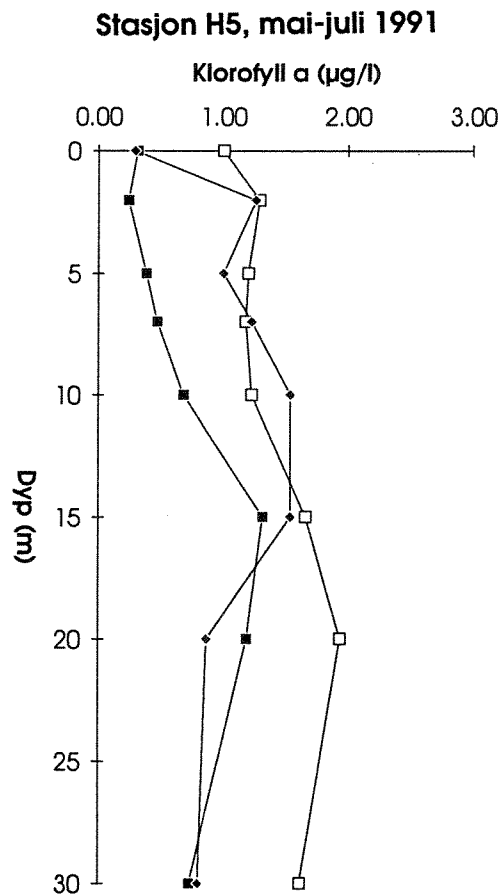
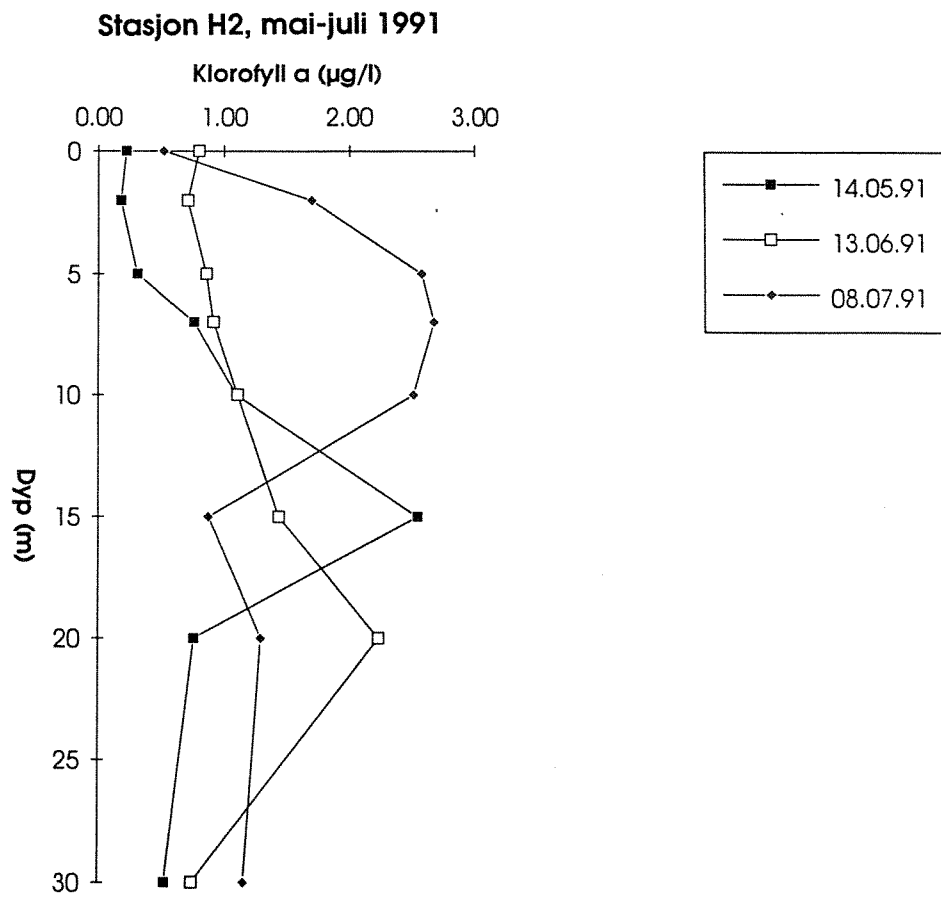
Figur 3.2. Vertikale profiler for ammonium fra mai - august 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).

(lib)mol-holand



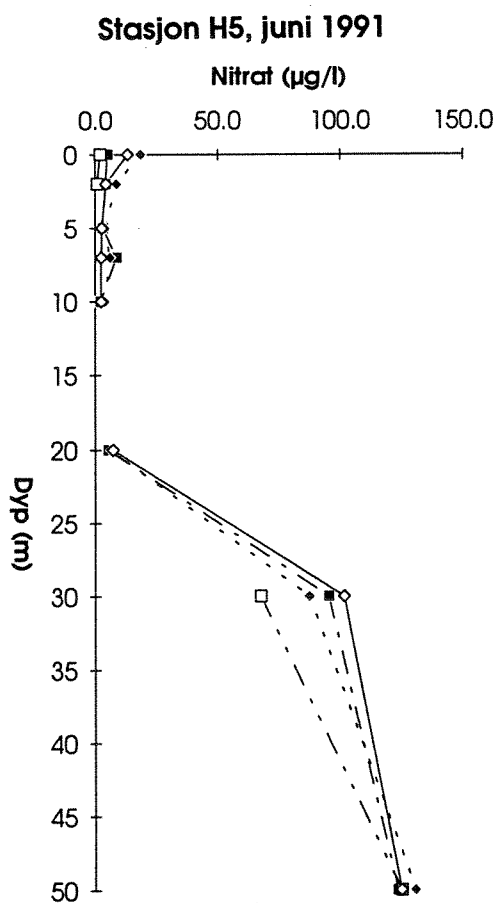
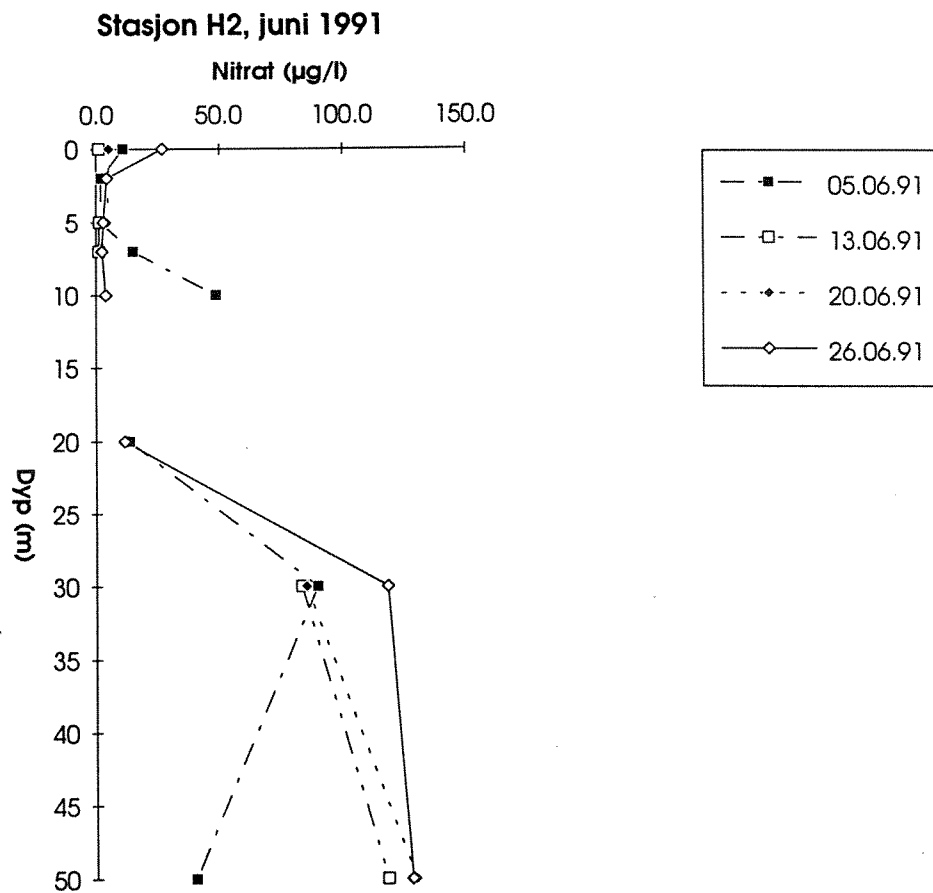
**Figur 3.3.** Vertikale fosfatprofiler fra mai 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).

(lib)mol-holand



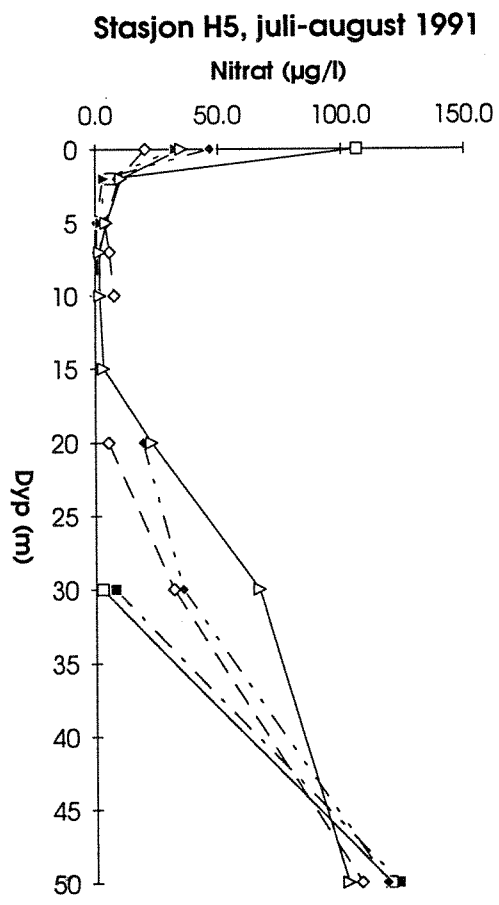
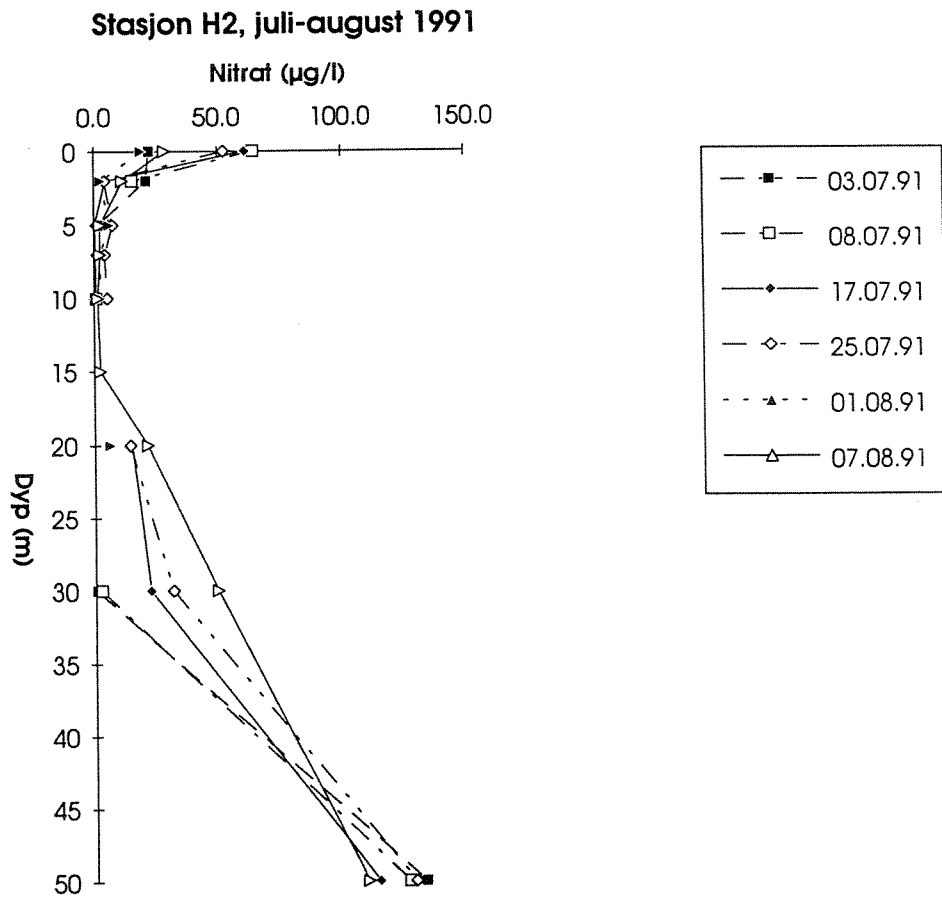
**Figur 3.4.** Klorofyll *a*-profiler fra mai - juli 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).





**Figur 3.5.** Vertikale nitratprofiler fra juni 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).

(lib)mol-holand



**Figur 3.6.** Vertikale nitratprofiler fra juli - august 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).  
(lib)mol-holand

**Fosfatverdiene** i de øvre 5 metrene på stasjon H2 lå på omtrent samme nivå som i mai, mens vannsjiktet mellom 5 og 50 meter inneholdt adskillig mer fosfat i denne perioden enn i resten av måleperioden (figur 3.7, a). I juli og begynnelsen av august sank mengden fosfat i hele vannsøylen fra overflaten og ned til 30 meter (figur 3.8, a). På 50 meters dyp var fosfatmengden omtrent den samme som i dypvannet.

For fosfat var bildet på stasjon H5 mye det samme som på stasjon H2, men med noe mindre utslag, spesielt for fosfatinholdet i vannsjiktet mellom 5 og 30 meter (figur 3.7, b og 3.8, b). Målingene fra 5. juni skilte seg tydelig ut med høyere fosfatverdier i hele vannsøylen fra 0 til 50 meter. Også på stasjon H2 ble det funnet relativt høye fosfatkonsentrasjoner denne datoen (jfr. figur 3.7, a).

Resultatene fra 8. juli på stasjon H2 for **totalt nitrogen** (figur 3.9, a) og **totalt fosfor** (figur 3.10, a) viste de høyeste verdiene på 5 og 7,5 meter. Dette gjør at kurvenes vertikale utforming nesten falt sammen med biomasseprofilen (jfr. figur 3.4, a). Av dette kan det sluttet at nitrogenet og fosforet er bundet i planteplanktonet.

På stasjon H5 er bildet noe annerledes ved at både verdiene for totalt nitrogen (figur 3.9, b) og totalt fosfor (figur 3.10, b) i de to øvre meterene er relativt høye uten at en tilsvarende forhøyelse er å finne i algebiomassen (jfr. figur 3.4, b). Den høye verdien for totalt nitrogen i overflatelaget denne dagen kan ha sammenheng med relativt høye verdier for nitrat (106,2 µg/l) og ammonium (12,8 µg/l), mens verdien for totalt nitrogen på 2 meter og verdiene for totalt fosfor ikke skyldes høyt nitrat-, ammonium- eller fosfatinhold i vannmassene.

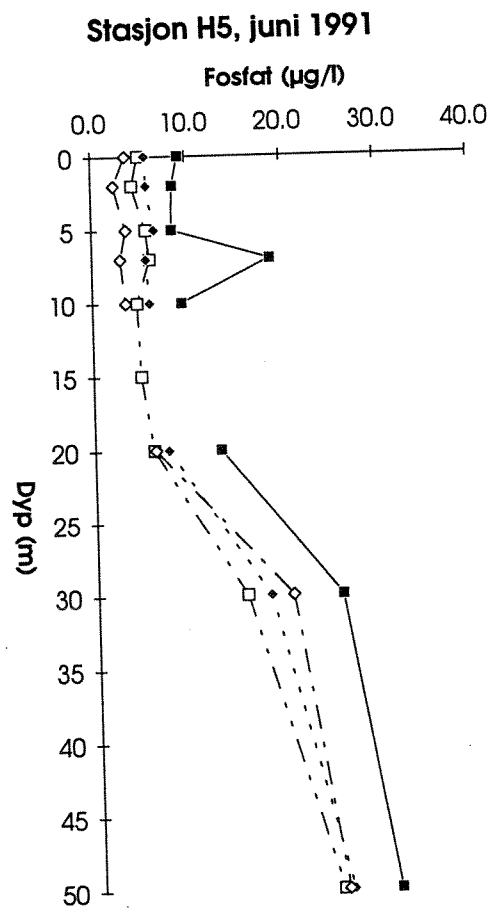
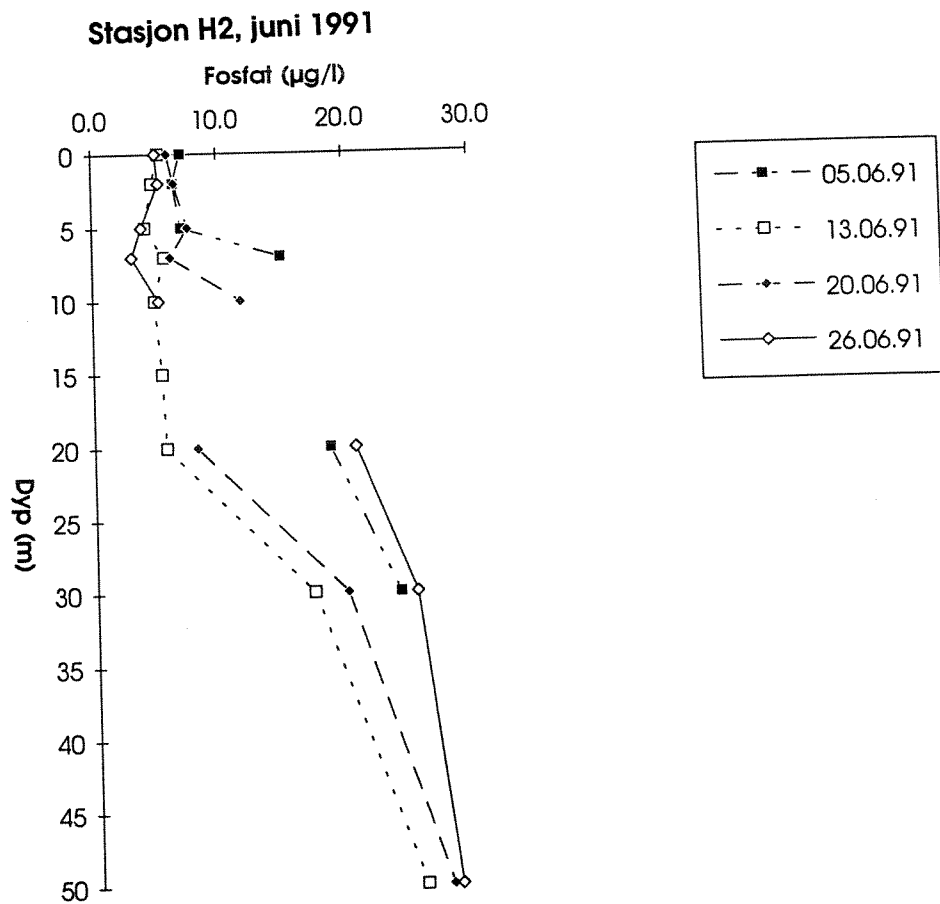
I midten av juni var den vertikale biomasseprofilen på stasjon H2 omtrent den samme som i mai, men med et enda dypere biomassemaksimum (figur 3.4, a). I begynnelsen av juli hadde det skjedd en forandring i og med at det har bygd seg opp en betydelig algebiomasse under det øvre brakkvannslaget og ned til 10 meters dyp.

På stasjon H5 var algebiomassen og dens vertikale fordeling med et dypmaksimum i juni forholdsvis lik situasjonen på stasjon H2. Målingene fra juli viste lave klorofyll *a*-verdier nær overflaten og i dypet, men ellers var biomassens fordeling og nivå svært lik juni-situasjonen. Dette kan tyde på at det i indre delen av fjorden har startet en algeblomstring som ennå ikke hadde nådd ut til stasjon H5.

Mot slutten av august ble mengden totalt karbon i vannmassene målt. Målingene viste at både på stasjon H2 og H5 var mengden totalt organisk karbon redusert i det øvre brakkvannslaget. Hvis en betrakter den totale karbonmengden i den eufotiske sonen, synes tendensen på begge stasjonene å være at en har maksimale karbonmengder like under brakkvannslaget (jfr. vedlegg 3.1 og 3.2).

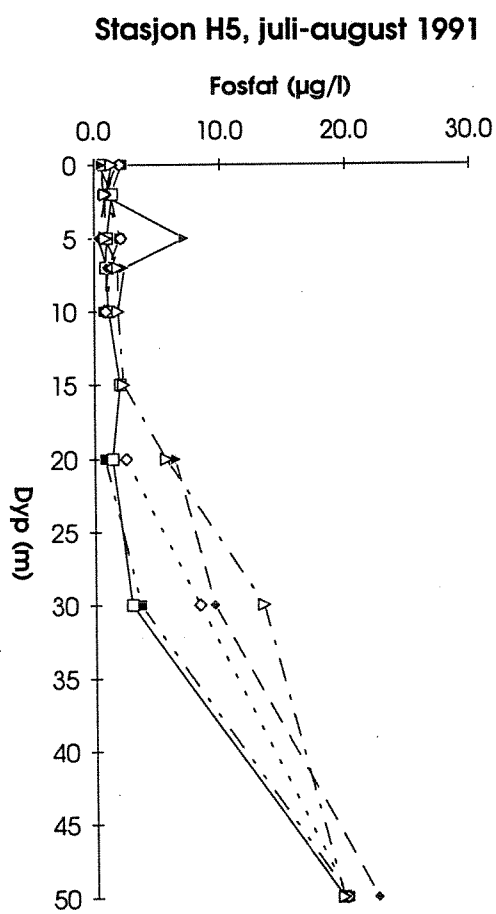
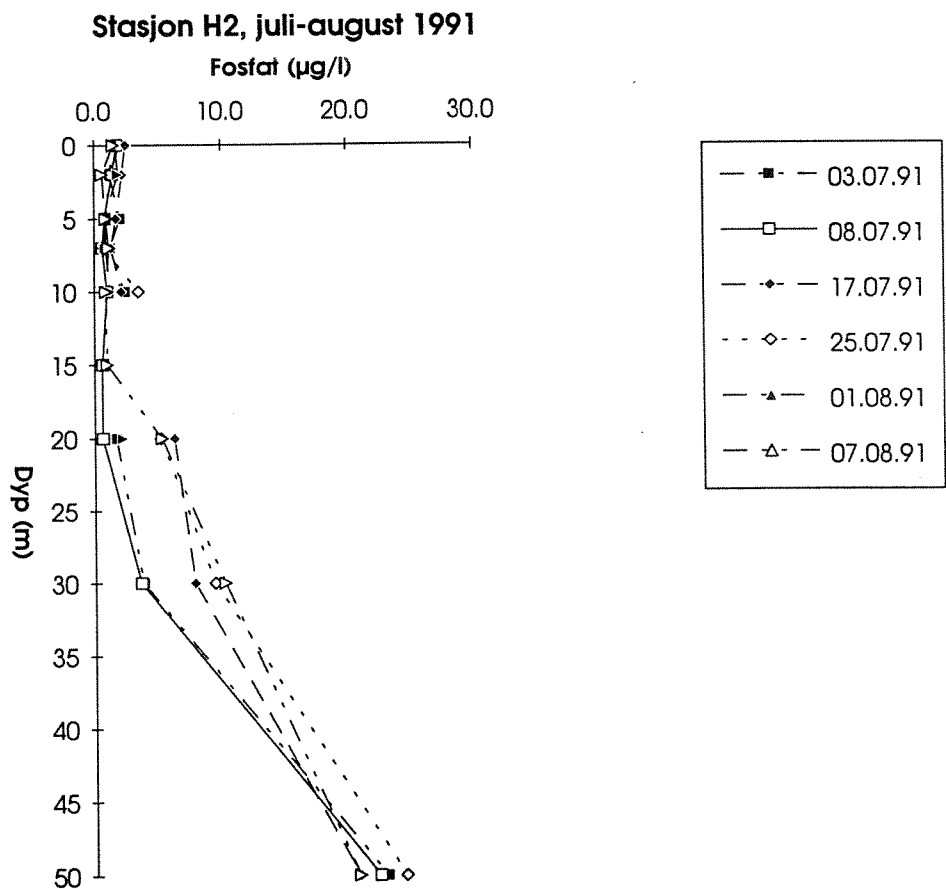
## Høsten 1991

Prøver tatt i september og oktober viste de samme hovedtrekkene som sommerprøvene (jfr. tabell 3.1 og 3.2), dvs. at vannmassene i den eufotiske delen av vannsøylen fremdeles var uttømt for næringssalter. Dessuten viser resultatene at det tidlig i oktober ikke har funnet sted noen omrøring i vannsøylen.

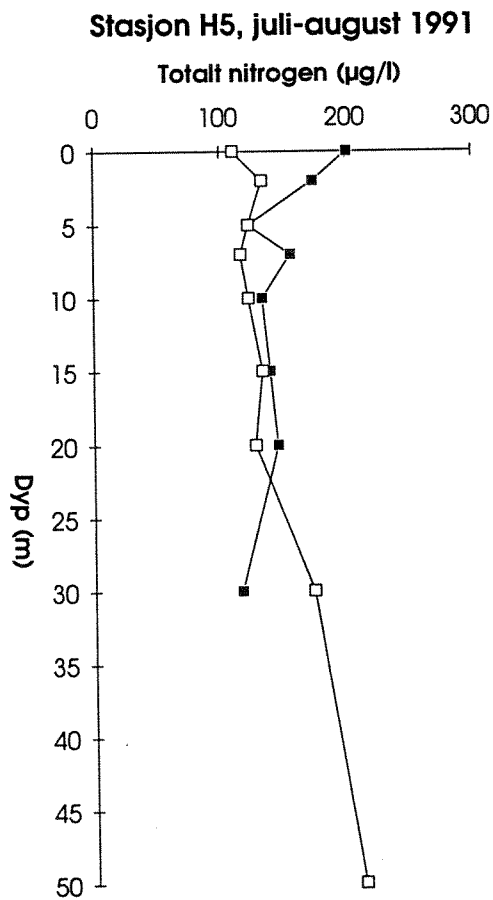
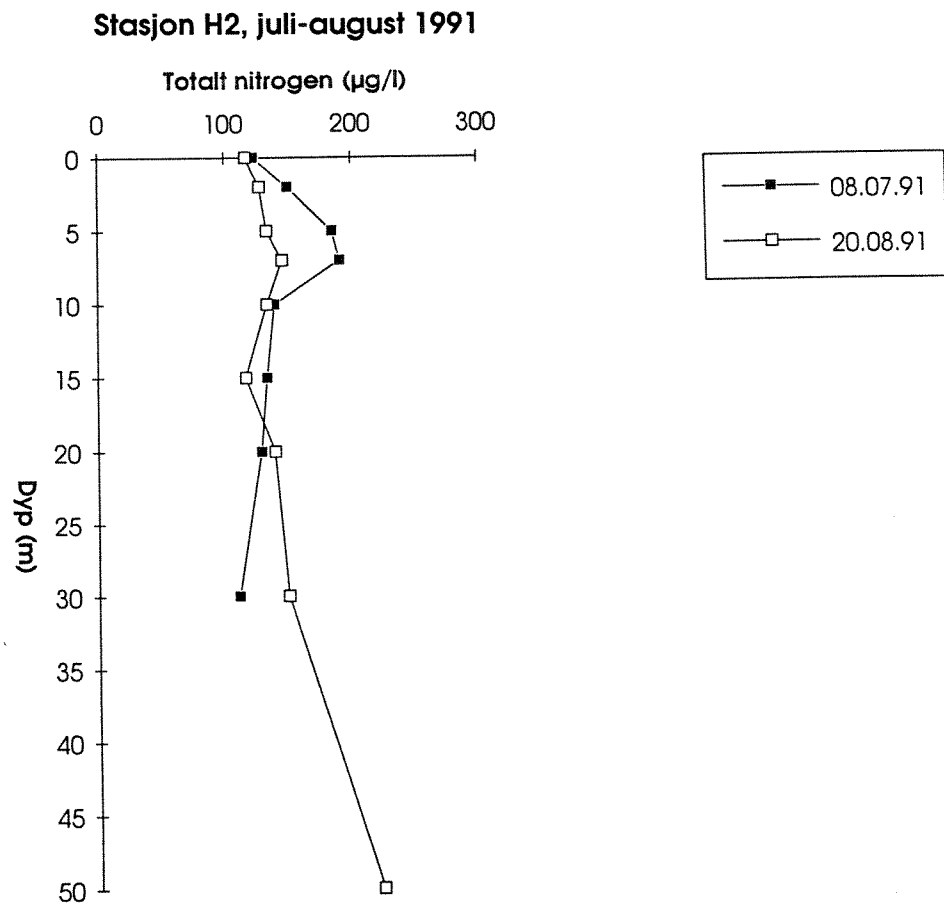


**Figur 3.7.** Vertikale fosfatprofiler fra juni 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).

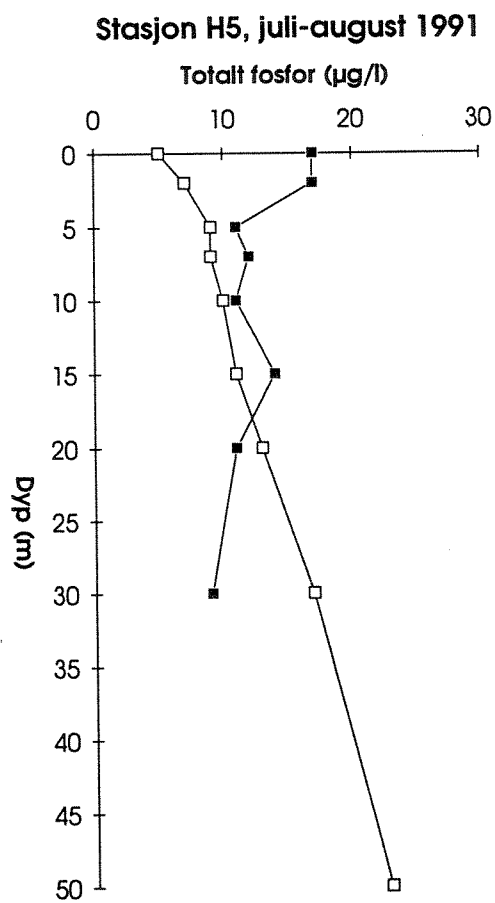
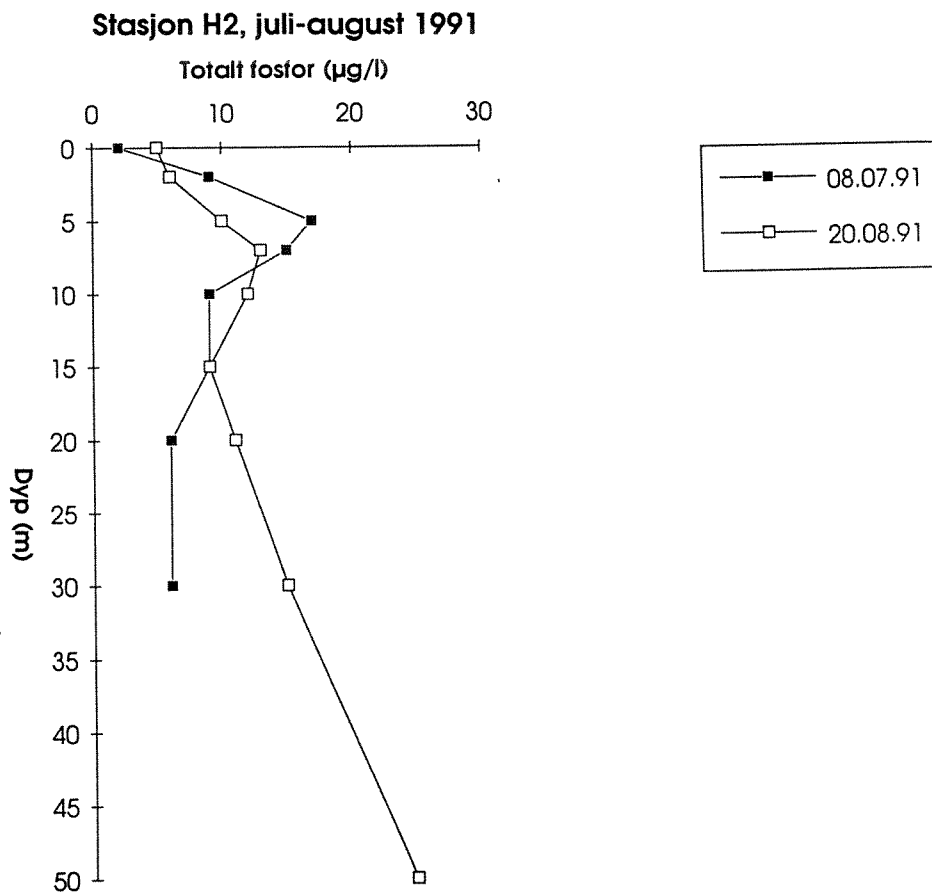
(lib)mol-holand



**Figur 3.8.** Vertikale fosfatprofiler fra juli - august 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).



**Figur 3.9.** Vertikale profiler for totalt nitrogen fra juli - august 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).



**Figur 3.10.** Vertikale profiler for totalt fosfor fra juli - august 1991 på stasjonene H2 (a) og H5 (b).

## Generelle kommentarer

Holandsfjord må betegnes som et fjordområde hvor eutrofitilstanden er god, tilsvarende tilstandsklasse 1 etter SFTs klassifiseringssystem (Rygg og Thélin, 1993). Næringssalttilgangen fra de omkringliggende områder syntes å være svært begrenset og ga seg utslag i kun normale mengder planktoniske alger. Til tider så det imidlertid ut som om næringsrikt dypvann bringes opp i den eufotiske delen av vannsøylen. Dette resulterte i en rask respons hos algene og førte til en økning i algebiomassen.

I Holandsfjord var det i denne undersøkelsen gjort analyser av totalt nitrogen (N) og totalt fosfor (P) ved to tidspunkt, - 8. juli og 20. august 1991. Det vil si at det forelå resultater av disse parameterene kun fra en sommersituasjon. Hvis en ser på forholdet mellom totalt nitrogen og totalt fosfor, lå dette på 21 (vektbasert) mellom 0 - 2 m, og 12 mellom 5 - 30 m ved de to innsamlingstidspunktene.

For vannet på 100 meters dyp viste målingene et N/P-forhold på ca. 9, mens det er angitt at i upåvirket dypvann skal forholdet mellom N og P være 7 - 8 (Sakshaug *et al.*, 1981). Dette er nær "Redfield-forholdet" på 7,2 som generelt sees på som det balanserte forholdet mellom de to næringsselementene nitrogen og fosfor.

I marine områder er det imidlertid om sommeren svært vanlig å finne N/P-forhold adskillig høyere enn 7 - 8 (Olsen og Jensen, 1989, Baalsrud, 1990) og tolkes normalt dit hen at vannmassene har et overskudd av nitrogen i forhold til fosfor. I fjordsystemer bør en imidlertid være oppmerksom på at vannmassene er en blanding av sjøvann og tilført ferskvann. I ferskvann er nitrogenkonsentrasjonen normalt høyere enn i sjøvann, mens forholdet er motsatt for fosfor. Dette resulterer i at forholdet mellom nitrogen og fosfor i ferskvann normalt ligger 3 - 12 ganger høyere enn i sjøvann. N/P-forholdet ligger derfor normalt høyere i brakkvannsområder enn i rent sjøvann.



## 4. HARDBUNNSSAMFUNN

Gruntvannssamfunnene (0 - 30m dyp) i Holandsfjord var i 1991 - 92 sterkt preget av nedslamming og beiting fra kråkeboller:

- Siden fjorden er resipient for brevann kan man anta at samfunnene er tilpasset en viss grad av nedslamming. Imidlertid påførte anleggsarbeidet innerst i fjorden organismene en ekstra belastning i form av økt nedslamming.
- Beiting fra kråkeboller ga seg primært utslag i kraftig reduserte algebestander.

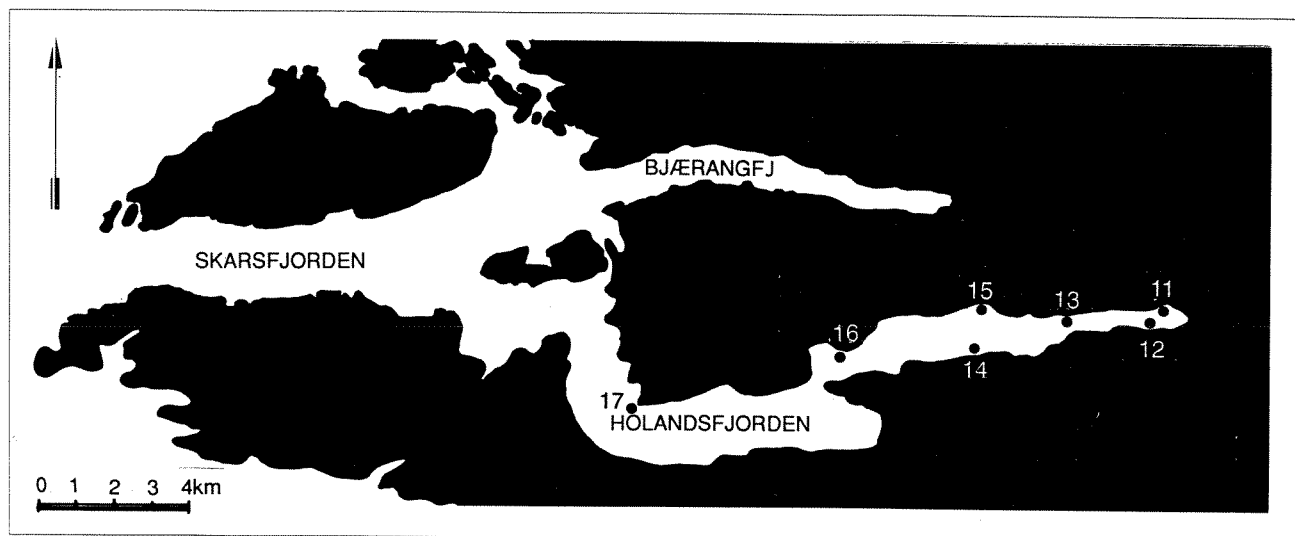
Mengdefordelingen mellom de tre algeklassene og innholdet av nitrogen og fosfor i tang, viste at fjorden ikke var næringssaltbelastet. Resultatene fra undersøkelsene i 1991 er usikre på grunn av de dårlige siktforholdene i fjorden dette året.

### 4.1.

Undersøkelsene av hardbunnsamfunn tok sikte på å få etablert tilstrekkelig kunnskap om denne siden av de biologiske forholdene i fjorden før Svartisen kraftverk settes i drift. Dette for senere å kunne påvise eventuelle effekter som kan tilskrives etableringen av det nye kraftverket.

### 4.2. Metodikk

Det er i hovedsak samfunnsanalyser av hardbunnsområdene som ligger til grunn for denne biologiske vurderingen av fjorden. Metodene er valgt med tanke på å kunne etablere en status for de biologiske forholdene i fjorden og senere kunne påvise eventuelle forandringer som skyldes vannkraftutbyggingen. Til feltarbeidet ble det benyttet en Zodiac gummibåt med en 55 hk. påhengsmotor. I alt ble 7 hardbunnsstasjoner undersøkt i Holandsfjord i begynnelsen av september i 1991 og 1992. Stasjonenes plassering er vist i figur 4.1, og alle posisjoner ble bestemt ved hjelp av en GPS satelitt-navigatør. Tabell 4.1 gir en del relevante data om stasjonene, og de er også beskrevet i vedlegg 4.1.



Figur 4.1. Kart som viser gruntvannsstasjonenes beliggenhet.

**Tabell 4.1.** Oversikt over de stasjoner som er undersøkt og hva som ble utført på hver av dem. Største dyp og retning for transektregistreringene, samt siktedyp (seccidyp) er også angitt.

STASJON / POSISJON	DATO 1991-92	RETNING	DYP	SECCIDYP 1991/-92	RAMME- UNDERS.	ALGE- INNSAML
Bi11 / N 66,43,84' Ø 13,52,08'	2.9/11.9	200 grader	30m	1 / 6,5m	-	-
Bi12 / N 66,43,51' Ø 13,50,24'	6.9/10.9	340 grader	30m	2,5 / 9,5m	+	+
Bi13 / N 66,43,85' Ø 13,50,30'	7.9/9.9	180 grader	28m	? / 11m	-	-
Bi14 / N 66,43,28' Ø 13,46,19'	7.9/8.9	40 grader	30m	5,5 / 11,5m	-	-
Bi15 / N 66,43,76' Ø 13,47,67'	5.9/7.9	220 grader	28m	1,5 / 10m	+	+
Bi16 / N 66,43,33' Ø 13,41,59'	4.9/6.9	210 grader	27m	2 / 9,5m	-	-
Bi17 / N 66,42,58' Ø 13,34,53'	4.9/5.9	205 grader	30m	4 / 10,5m	+	+

### Transektanalyser

På samtlige stasjoner ble det utført transektanalyser, hvilket innebærer at makroskopiske (>1 mm) fastsittende dyr og alger ble registrert langs et snitt fra maksimum 30m dyp og opp til overflaten ved hjelp av dykking. Dykkeren hadde telefonisk kontakt med en assistent på land. I tillegg til hvilke arter som ble funnet, ble også mengden av dem anslått etter følgende gradering:

- 1) enkeltfunn
- 2) spredt forekomst
- 3) vanlig
- 4) dominerende.

Organismer som ikke kan identifiseres i felt, ble samlet inn og senere bestemt under lupe eller mikroskop. Et utvalg av de registrerte artene er konserverte og blir oppbevart på NIVA. Bestemmelsene av alger ble gjennomgått (kvalitetssikret) av Universitetet i Oslo. Abiotiske faktorer som substrattypen og -helning, grad av nedslamming, horisontalsikt, osv., ble også notert. Denne metoden har tidligere vært benyttet ved en rekke undersøkelser (f.eks. Pedersen *et al*, 1989; Pedersen og Rygg, 1990; Fredriksen og Rueness, 1990; Connor, 1991) og den gir et godt bilde av de biologiske gruntnivåforholdene, men har visse begrensninger med hensyn til statistisk behandling. Rådata er presentert i vedlegg 4 - 2.

### Tidevannsjusteringer

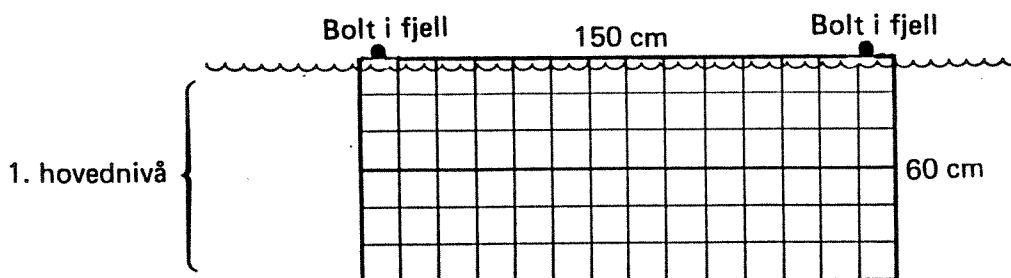
Tidevannsforskjellene i Holansfjord kan være opp mot 3 m hvilket medfører at det på dyp hvor dykkeren registrerer en bestemt art, vil kunne variere med 3 m avhengig av når i tidevannsyklusen observasjonen blir utført. For å korrigere for denne feilkilden ble alle observerte dyp justert opp mot høyeste høyvann (vedlegg 4 - 5). Dette innebærer at laveste lavvann blir på 3 m dyp etter korrigeringen.

### Rammeregistreringer

Med tanke på senere å kunne registrere eventuelle forandringer i brakkvannslaget (0 - 3 m), ble det på 3 av stasjonene utført rammeregistreringer i 2 nivåer, - ett i fjæra (nivå 1) og ett i sagtangbeltet like under fjæra (nivå 2). Rammene har en størrelse på 150 x 60 cm og er inndelt i 90 ruter på 10 x 10 cm. (figur 4.2). Metoden innebærer en frekvensregistrering av alger og dyr i 30 på forhånd tilfeldig valgte ruter, hvilket gir et godt grunnlag for senere statistisk behandling. Rammene ble plassert på

(lib)mol-holand

faste, markerte flater på fjellet, slik at nøyaktig det samme området ble undersøkt begge årene. Rådata er presentert i vedlegg 4 - 3.



**Figur 4.2.** Figuren viser rammen og hvordan den festes til fjellet.

Innen hver av de 30 rutene ble tilstedeværelse av alger og dyr registrert. Metodikken var ellers lik den for transektanalysene. Rammeregistreringer er tidligere brukt med vellykket resultat under blant annet undersøkelsene av den marine resipient rundt Kårstø (Pedersen *et al.*, 1990).

### Nitrogen (N) og fosfor (P) i tang

Tidligere observasjoner i Glomfjord viste avtagende fosfor- og nitrogeninnhold med avstanden fra Hydro Glomfjords utslipp (Molvær og Knutzen, 1987). De presenterte observasjonene av P og N i tang fra Holandsfjord bidrar til å karakterisere næringssaltforholdene i Holandsfjord, men er også ment som referanse for den parallelle undersøkelsen i Glomfjord. Nedenfor gis foreløpige kommentarer som vesentlig gjelder Holandsfjord, men resultatene vil bli gjenstand for en mer omfattende bearbeidelse i forbindelse med Glomfjord-rapporten.

På stasjonene Bi 12, Bi 15 og Bi 17 er det samlet inn ca. 3 cm skuddspisser av blæretang og grisetang i august - september 1991, mars 1992 og august - september 1992. Så vidt mulig ble det samlet inn blandprøver à 50 - 100 skuddspisser fra 10 - 20 individer. Tangens tørrstoffinnhold er beregnet etter tørking i 42 timer ved 105° C. C og N er bestemt med Carlo Erba elementanalysator etter fabrikantens anbefalte prosedyre. 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 kopper ved ca. 650° C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N<sub>2</sub>- og CO<sub>2</sub>-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Fosfor bestemmes fotometrisk i autoanalysator etter at prøven er kuttet opp i autoklav (30 min., 120° C) med peroksidisulfat (Norsk standard nr.4725).

### Siktedyp

På hver stasjon ble det, samtidig med de andre undersøkelsene, også målt siktedyp (secci-dyp). Dette gir et øyeblikksbilde av vannets vertikale gjennomsiktighet og kan være en nyttig støtteparameter for de andre undersøkelsene.

### Fotodokumentasjon

Det ble tatt fotografier av samtlige stasjoner over vann, og i tillegg ble stasjonene 11, 12 og 14 i 1992 dokumentert under vann ved å ta bilder av karakteristiske trekk ved stasjonen.

## **Databehandling og statistiske metoder**

Resultatene fra transekt- og rammeregistreringer ble punchet inn på regneark og derfra videre overført til en database. Før dataene ble overført til basen, ble transektregistreringene justert mot høyeste tidevann. All videre statistisk behandling ble gjort på utvalg fra denne database.

## **Grunnleggende samfunnsparametre**

### ***Artsantall***

Dette er det samlede antall plante- og dyrearter som er registrert. De fleste organismene er identifisert til art, og for noen dyr er ungfomer og voksne individer skilt i separate enheter. Flere små alger og dyr lar seg kun identifisere ved bruk av spesiell preparering. Disse er identifisert enten til slekt (f.eks. *Cladophora* sp. eller *Cladophora* spp. hvis flere arter kan være tilstede) eller som usikre identifikasjoner med cf. (konferer) foran det sannsynlige artsnavnet. Noen få dyr er bare bestemt til orden, klasse eller rekke (f.eks. "Porifera indet" som inneholder enkelte uidentifiserte svamp).

### ***Forekomst***

Ved beregning av samfunnsindekser for transektregistreringene, ble forekomsten (1 - 4) av hver art på hvert dypintervall summert, slik at hver art fikk en forekomst pr. registrering.

Forekomst i rammeundersøkelsene baserer seg på frekvensen av tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse (1/0) i de 30 rutene som ble undersøkt på hvert nivå.

## **Rammeregistreringer**

### ***Dominansplot***

Dominansprofilene fremstiller fordelingen av arter og individer/art innen en prøve eller et samfunn. Dominansprofilene egner seg godt til å påvise endringer i dominansforhold som effekt av stress, og har med hell vært brukt på data fra littoral bløt- og hardbunn (Shaw *et al.*, 1983, Pedersen *et al.*, 1990). Dominans defineres som tetthet av en art  $a$  i prosent av den totale sum av artenes tetthet. Tetthet av en art  $a$  defineres igjen (i denne sammenheng) som det gjennomsnittlige antall ruter på rammene hvor arten forekommer.

For hver rammeregistrering er artene rangert langs x-aksen etter synkende dominans, og hver arts dominans (tetthet) er plottet mot skalaen på y-aksen. Dette gir en kurve som stiger mot y-aksen. Formen på kurven, spesielt endring i hvor bratt den stiger, gir et bilde av artenes dominansfordeling. Jevn stigning mot y-aksen indikerer et samfunn der dominansen gradvis øker fra de sjeldne til de vanlige artene, - bratt stigning gir et samfunn med høy dominans, dominert av bare noen få eller en art. I dominansplottet er bare de 20 vanligste artene inkludert.

## **Transektregistreringer**

### ***Multivariate analyser***

For å kunne dokumentere om en eventuell strukturendring i artssamfunnene mellom årene har vært signifikant eller ikke, har en benyttet multivariatanalyser "cluster" og MDS (Non-Metric Multi Dimensional Scaling).

**Cluster**-metoden vil i prinsippet forsøke å finne "naturlige grupperinger" av prøver, slik at prøver innen en gruppe er mer like enn prøver i andre grupper. Metoden er nærmere beskrevet i Clifford & Stephenson (1975).

Før databearbeiding ble alle datasett **rot-transformerte**. Cluster og MDS-analysene tar utgangspunkt i en likhetsmatrise (**similaritetsmatrise**). Det er benyttet **Bray-Curtis indeks** til beregning av denne matrisen. Datamatriksen er deretter clustret etter **Hierarchical Agglomerative**-metoden og fremstilt i et dendrogram. Til fremstillingen i dendrogram er det benyttet **Group Average Linking**. Videre er similaritetsmatrisen benyttet til MDS.

**MDS** forsøker å konstruere et "kart" i et visst antall dimensjoner (her 2-dimensjonalt) ved å benytte informasjon i form av "Det er kortere avstand mellom prøve 1 og 4 enn mellom 1 og 3". Avstandene i mm mellom forskjellige prøvepar i et MDS-plott tilsvarer graden av forskjell mellom prøvene. Alle prøver testes mot hverandre (Kruskal & Wish, 1978).

En **stressfaktor** beregnes etter hvor god tilpasning det er mellom similaritetsmatrisen og hvordan avstandene mellom prøvene er fremstilt i plottet. Stressfaktoren betegner korrelasjonen mellom similaritet og plott etter følgende kriterier:

- Stress < 0.05 plottet gir en **utmerket** representasjon av sammenhengen.
- < 0.1 plottet gir en **god** representasjon av sammenhengen
- < 0.2 plottet gir en **antydningmessig** representasjon av sammenhengen. Plottet vurderes med forsiktighet.
- < 0.3 plottet gir en **noe bedre enn tilfeldig** representasjon av sammenhengen mellom prøvene.

For å teste om MDS-plottet gir signifikante forskjeller mellom prøver, ble det benyttet en test kalt ANOSIM (Analysis of Similarities). Anosim er en test basert på permutasjoner (omordner elementer i en gruppe etter Monte Carlo-metoden (Hope, 1968)) og setter ingen betingelser for "likhet i varians", -noe som er en betingelse for ordinære multivariansanalyser.

### **Tidligere undersøkelser**

Ved basisundersøkelsen i Glomfjord i 1981 - 82 ble en hardbunnsstasjon i Holandsfjord brukt som referansestasjon (Molvær *et al.*, 1984). I foreliggende undersøkelse er stasjon Bi15 plassert i nærheten av den gamle stasjonen.

## 4.3. Resultater

### 4.3.1. Vurdering av hardbunnsamfunnens generelle tilstand

De mest karakteristiske trekkene ved hardbunnsamfunnene i Holandsfjord var den kraftige nedbeitingen fra kråkeboller (figur 4.3), og den høye tilførselen av uorganisk materiale som medførte en kraftig nedslamming av bunnen (figur 4.4). Tilsvarende nedbeiting av alger fra kråkeboller er observert fra mange andre områder langs vår kyst (Hagen, 1983), blant annet den nærliggende Glomfjord (egne obs.).

#### Nedslamming

Nedslammingen er sannsynligvis et resultat av både naturlige og menneskeskapte forhold:

1. Holandsfjord er resipient for brevann fra Svartisen, og i dette transporteres betraktlige mengder breslam. Dette slammet medvirker med største sannsynlighet til den observerte nedslamming. Det er totalt ca. 70 elver/bekker av varierende størrelse som renner ut i fjordsystemet, og majoriteten av disse fører ved seg brevann fra Svartisen.
2. Samtidig med at undersøkelsene i Holandsfjord ble foretatt, var det et omfattende anleggsarbeid i området. Under slikt arbeid blir løsmasser mer blottlagt for erosjon, og dette kan, spesielt i nedbørsperioder, bety en økt partikkeltransport til fjorden.

Høy partikkeltilførsel er en belastning for mange organismer, og man vet med sikkerhet at filterspisere, - og da i særlig grad muslinger, svamp, sekkedyr og noen krepsdyrarter, tar skade av en økt partikkelbelastning (Moore, 1977). Det er i hovedsak 3 måter et høyt uorganisk partikkelinnhold kan innvirke negativt på akvatiske organismer:

- 1) Mekanisk skuring.
- 2) Sedimentering, som helt eller delvis kan dekke over organismer.
- 3) Økt energibehov ved næringsopptak hos filtrerende dyr.

Av de mer alvorlige effekter dette kan medføre for bunndyr, nevner Moore (1977):

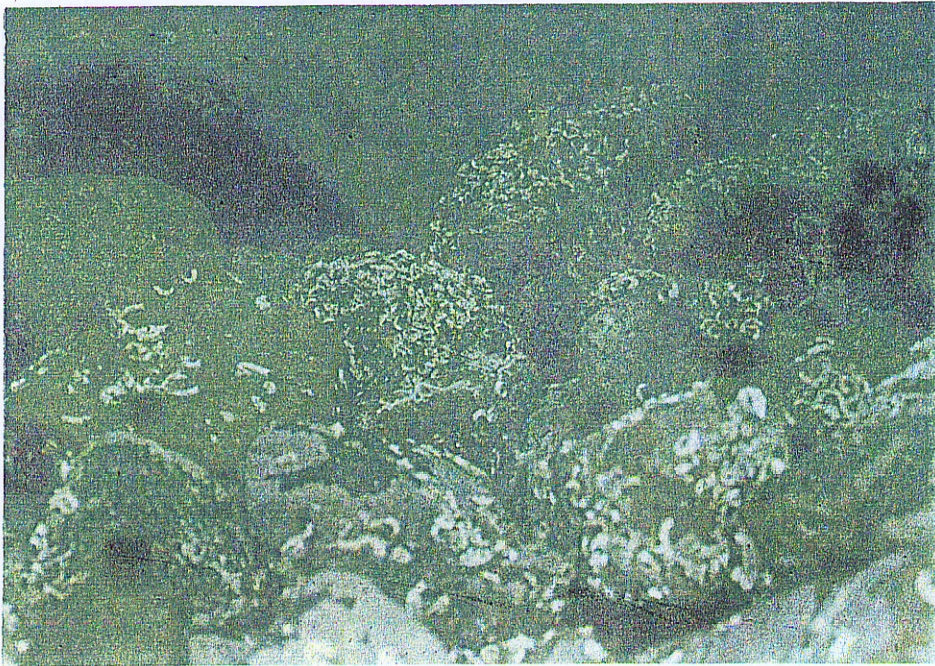
- Økt mortalitet og/eller nedsatt vekst (eks. sekkedyr).
- Forstyrret utvikling av egg og larver.
- Reduksjon av oksygen- og næringsopptak.
- Blokkering av ekskresjonssystemer.
- Ødeleggelse av potensielt substrat for larver (eks. posthornmark)

Målingene av sedimentering vha. sedimentfeller (kapittel 5) bekreftet at fjorden var utsatt for en kraftig tilførsel av uorganisk materiale, - i særlig grad i nedbørsperioder. Samfunnene i fjorden var på grunn av den naturlige tilførselen av brevann, sannsynligvis tilpasset en stor partikkeltilførsel allerede før anleggsarbeidet startet. Siden undersøkelsene ble foretatt parallellt med anleggsarbeidene, er det ikke mulig å avgjøre hvor stor ekstrabelastning anleggsarbeidet har medført for fjordsamfunnene.

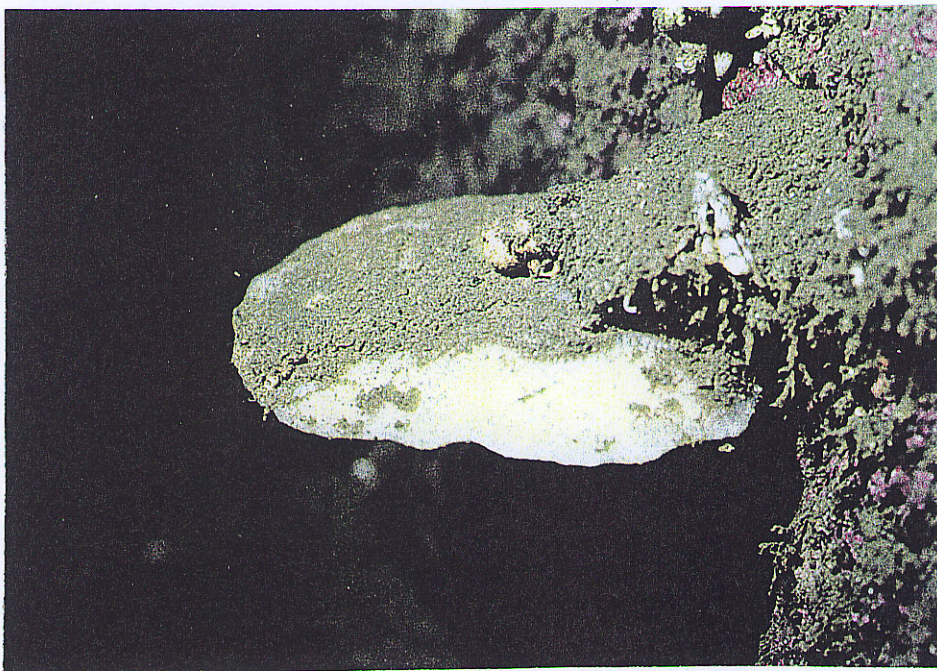
#### Beiting

Beitingen fra kråkeboller ga sitt mest synlige utslag i det lokalt nesten totale fravær av alger. Mengden av dyr (som er assosiert til algesamfunnene) vil som en følge av mangelen på alger, også bli redusert. Kråkebollenes kraftige kjever skader også mye av den øvrige fastsittende faunaen. Overheng, sprekker og andre lignende områder av bunnen som ikke var utsatt for beiting fra

kråkeboller, hadde en rik og variert fauna. Figur 4.5 viste mengden kråkeboller som ble registrert ved transektanalysene. 2 arter ble funnet: *Strongylocentrotus droebachiensis* og *Echinus esculentus*, og særlig den førstnevnte forekom i store mengder. Fra figuren ser man at bestanden økte fra 1991 til 1992, men dette ga seg **ikke** utslag i en enda mer redusert algebestand i 1992. Figur 4.6 viser derimot at den relative forekomsten av alger økte fra 1991 til 1992.

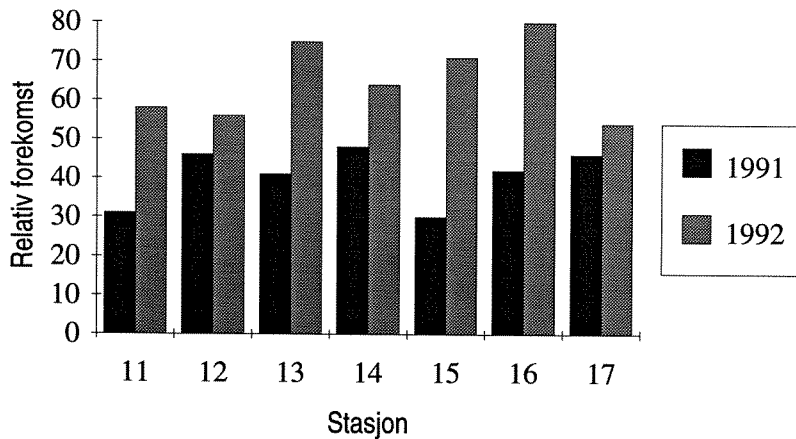


**Figur 4.3.** Område utsatt for kråkebollebeiting. Bildet er tatt i Glomfjord.

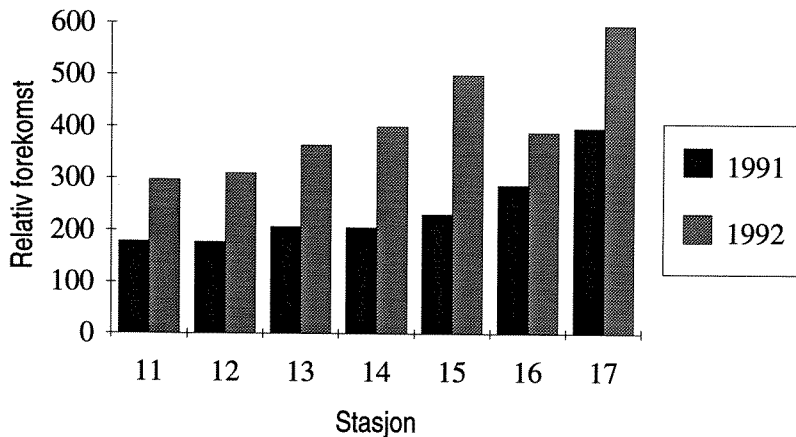


**Figur 4.4.** Undervannsbilde fra st.11, 1992. Viser kraftig nedslammet svamp.

Den observerte økningen skyldes sannsynligvis bedre registreringforhold i 1992 enn i 1991. Dårlig sikt og stor nedslamming førte til at flere arter skorpeformete og finere filamentøse brunalger ble oversett i 1991. Man kan derimot ikke se helt bort fra at det har forekommet en reell økning i antall arter og forekomst av disse. Men denne har da blitt noe forsterket som følge av de ulike registreringsforholdene de to årene.



**Figur 4.5.** Relativ forekomst av kråkeboller i Holandsfjord i 1991 og 1992. Fra transektregistreringene. Forekomst (skala 1 - 4) er summert for alle dyp.



**Figur 4.6.** Relativ forekomst av alle alger funnet fra 0 - 30 m i 1991 og 1992. Forekomst (skala 1 - 4) er summert for alle dyp.



## Tilstand mht. næringssalter

Den prosentvise fordeling mellom rød-, brun- og grønnalger kan benyttes til å vurdere et områdes eutrofitilstand. Områder i Sør-Norge uten spesiell ferskvannspåvirkning og med lavt næringssaltinnhold vil ha et forhold mellom rød-, brun- og grønnalger på henholdsvis  $45\% \pm 10\%$ ,  $35\% \pm 10\%$  og  $15\% \pm 5\%$  (Bokn, 1978). I fjorder med noe mer ferskvannspåvirkning eller økt næringssalttilførsel, vil andelen av grønnalger øke. Jaasund (1965) har i sin beskrivelse av algefloreaen i Nord-Norge et forholdstall for marine ikke-eutrofe områder på 34: 51: 16 for henholdsvis rød-, brun- og grønnalger (tabell 4.2). Disse forholdstall er svært lik de som ble funnet for stasjon 17 i Holandsfjord. For de indre stasjonene er andelen rødalger gjennomsnittlig noe mindre og andelen grønnalger høyere. Denne forskjellen er med stor sannsynlighet forårsaket av den økte ferskvannspåvirkningen i Holandsfjords indre del. Det kan ut fra tabellen (4.2) også antydes en forskjell mellom årene. I 1991 var det et større innslag av grønnalger enn i 1992, mens rødalge- og brunalgeandelen var noe mindre. Årsaken til dette kan ligge i forskjeller i de hydrografiske forholdene mellom de to årene, eller det kan skyldes de ugunstige registeringsforholdene i 1991. Samfunnene i fjorden er ikke preget av næringssalt-belastning.

**Tabell 4.2.** Prosentvis fordeling mellom algeklassene rød-, brun- og grønnalger, basert på transektanalyser i 1991 og 1992.

Stasjon	%		%		%	
	Rødalger -91	-92	Brunalger -91	-92	Grønnalger -91	-92
11	35	27	39	52	26	21
12	22	29	50	53	28	18
13	36	28	36	56	27	17
14	24	29	43	47	33	24
15	25	33	54	49	21	18
16	30	27	56	52	15	21
17	38	34	47	50	15	16
Gj.sn 11-16	28	29	46	52	25	20
Jaasund (1965)	34		51		16	

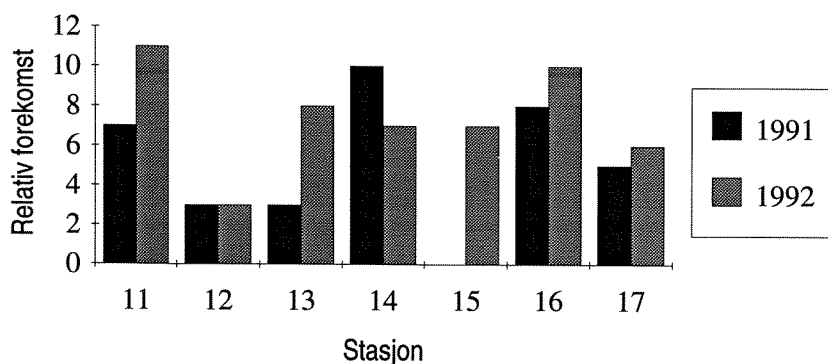
### 4.3.2. Forekomst av blåskjell, sekkedyr og posthornmark

Blåskjell er en nøkkelart på grunne hardbunnsområder, og sekkedyr og posthornmark er to dyregrupper som er kjent for på ulike måter å være følsomme overfor store mengder uorganiske partikler i vannmassene. Det er av denne grunn blitt sett nærmere på disse tre gruppene.

Utbredelsen av blåskjell (*Mytilus edulis*) i Holandsfjord varierte mye både mellom stasjonene og fra det ene året til det andre på samme stasjon (figur 4.7). Dette kan ha flere årsaker: Stasjon 13 og 15 hadde et forholdsvis stort nedslag av blåskjellarver i 1992, slik at den høyere forekomsten i 1992 i stor grad skyldes unge skjell. Beiting kan være årsaken til den nedgang som ble observert på stasjon 14, siden denne stasjonen hadde et større innslag av sjøstjerner på grunne områder i 1992 enn i 1991. Oppgangen på stasjon 11 skyldes sannsynligvis at juvenile muslinger ble oversett på grunn av den dårlige sikten i 1991.

Blåskjell er ved sin tallrikhet og betydelige biomasse (vektmengde) en nøkkelart på grunne

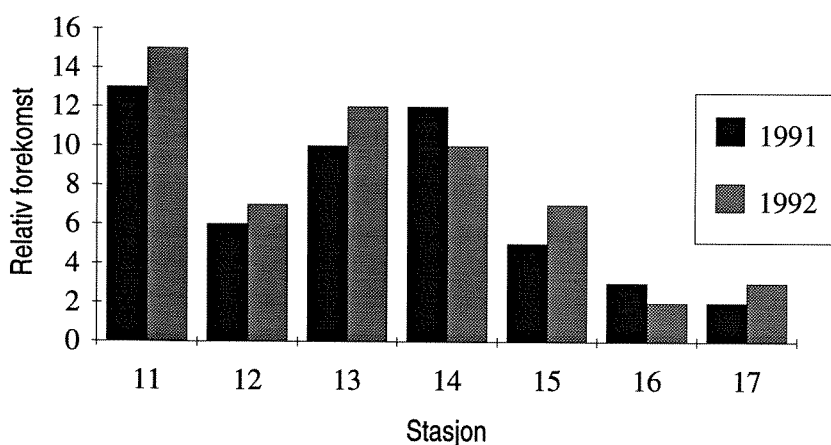
hardbunnsområder. Utbredelsen styres til stor grad av rekruttering og beiting ved sjøstjerner, krabber og purpurnegl. Isskuring kan også redusere en bestand kraftig. Blåskjell lever for det meste av planktonalger som det filtrerer fra vannmassene, og det er påvist en nedgang i vekt hos muslinger som er utsatt for partikkelforurensning (Moore, 1977).



**Figur 4.7.** Relativ forekomst (sum forekomst fra 0 - 30m) av blåskjell (*Mytilus edulis*) i Holandsfjord. Figuren er basert på resultatene fra transektanalysene.

Figur 4.8 viser at utbredelsen av sekkedyr i Holandsfjord i 1991 og 1992 var minst på de 2 ytterste stasjonene, hvor den laveste uorganiske partikkelbelastningen ble målt. Forekomsten var forøvrig nokså lav i hele fjorden, og det ble ikke funnet noen kolonidannende arter. Totalt ble det bestemt 7 ulike arter av sekkedyr i Holandsfjord (vedlegg 4 - 6).

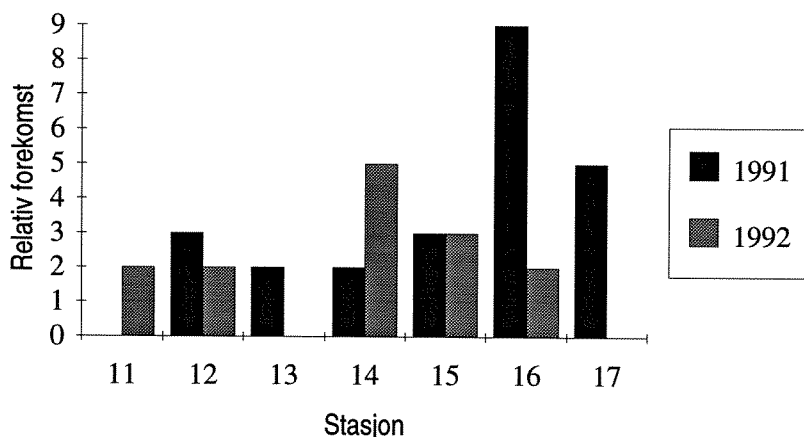
Sekkedyrerne omfatter arter som lever enkeltvis og arter som lever i kolonier. De spiser ved å ikke-selektivt filtrere vannet for partikler, hvilket også er årsaken til at de ikke liker store mengder uorganiske partikler i vannet. Tidligere forsøk har vist at forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler i vannet kan medføre nedsatt vekst og økt dødelighet hos sekkedyr (Robbins, 1985).



**Figur 4.8.** Relativ forekomst av sekkedyr fra 0 - 30m dyp i Holandsfjord i 1991 og 1992 (basert på transektanalysene).

Forekomsten av posthornmark i Holandsfjord var generelt lav, og marken ble ved flere anledninger ikke funnet i det hele tatt (figur 4.9). En mulig årsak til den lave forekomsten kan være sandskuring, men strømforholdene i Holandsfjord tilsier at dette ikke skulle være et problem. Det er mer sannsynlig at mangelen på substrat kan være årsaken siden den vanligste arten (*Spirorbis borealis*) lever på alger (primært sagtang).

Posthornmarken er en liten manglebørstemark som lever i et spiralførm kalkkrør. Den har en vid utbredelse og forekommer normalt i store mengder på grunne hardbunnsområder. Posthornmark er følsomme overfor sandskuring fordi den forhindrer nedslåing av larvene (Hayward og Ryland, 1990).



**Figur 4.9.** Relativ forekomst av posthornmark (*Spirorbis* sp.) i Holandsfjord i 1991 og 1992 (basert på transektanalysene).

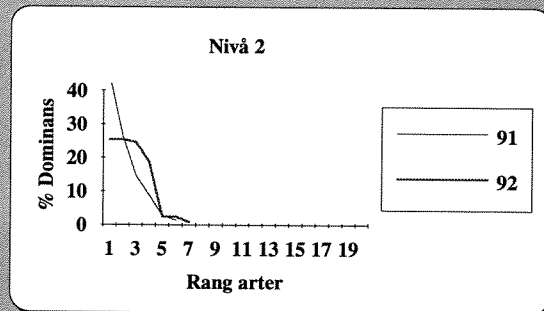
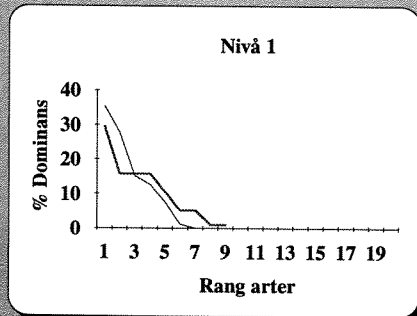
#### 4.3.3. Sammenligning av de to årenes undersøkelser

**Dominansprofilene** (figur 4 - 10) som er beregnet med grunnlag i rammeundersøkelsene, viser at de indre stasjonene (st. 12 og 15) hadde en noe større grad av dominans enn den ytre (st. 17) på nedre nivå. Stasjon 12 og 15 viste liten forskjell mellom øvre og nedre nivå i 1991, men det var en antydning til mindre dominans i nedre nivå i 1992. Dette indikerer at det har vært en del forandringer i forekomst av alger og dyr i nedre nivå. De arter som danner grunnlaget for profilene varierer noe mellom 1991 og 1992, og særlig markert var nedslaget av juvenile blåskjell på nedre nivå i 1992.

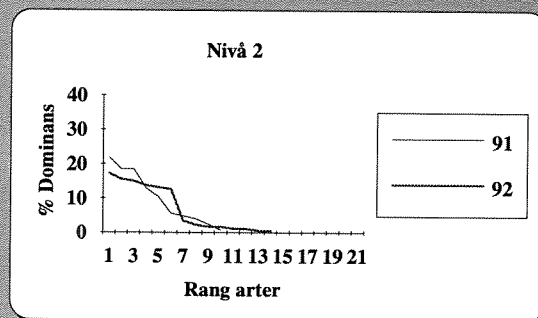
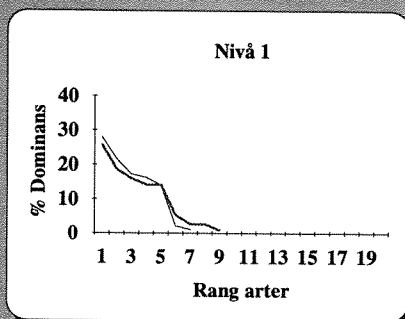
På stasjon 17 var dominansprofilene tilnærmet like de to årene for begge nivåer. I det øvre nivå var dominansen høyere enn i det nedre, noe som er normalt. Også på denne stasjonen var det et stort nedslag av juvenile blåskjell på nedre nivå i 1992.

En kan videre legge merke til at dominansprofilene for øvre nivå var relativt like mellom alle 3 stasjonene, mens i nedre nivå avtok dominansen utover fjorden. Dette viser at nedre nivå på den innerste stasjonen er/har vært utsatt for større fysiske påvirkninger enn de utenforliggende. Ferskvannspåvirkning, nedslamming, isskuring, etc. er viktige faktorer i denne sammenheng.

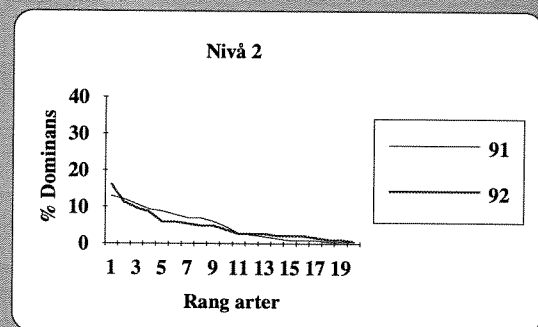
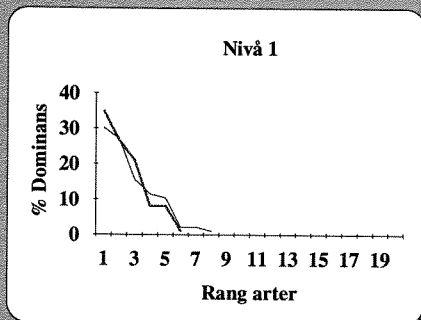
Stasjon 12



Stasjon 15



Stasjon 17

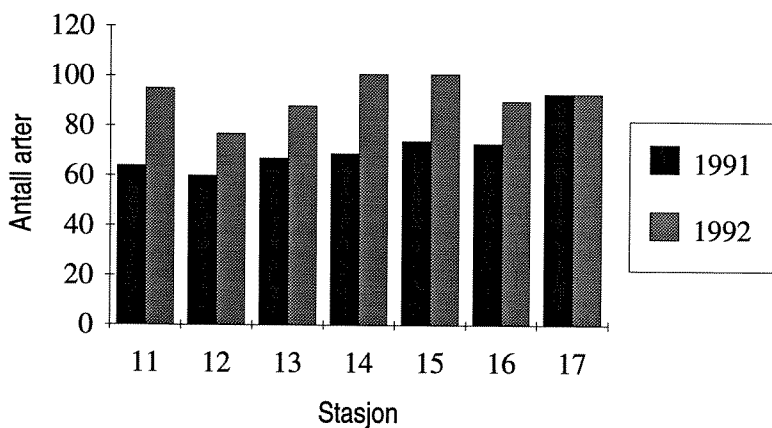


Figur 4.10. Dominansprofiler for stasjon 12, 15 og 17 i Holandsfjord i 1991 og 1992 i et øvre nivå i fjæra (nivå 1) og et nedre nivå like under lavvannslinjen (nivå 2).

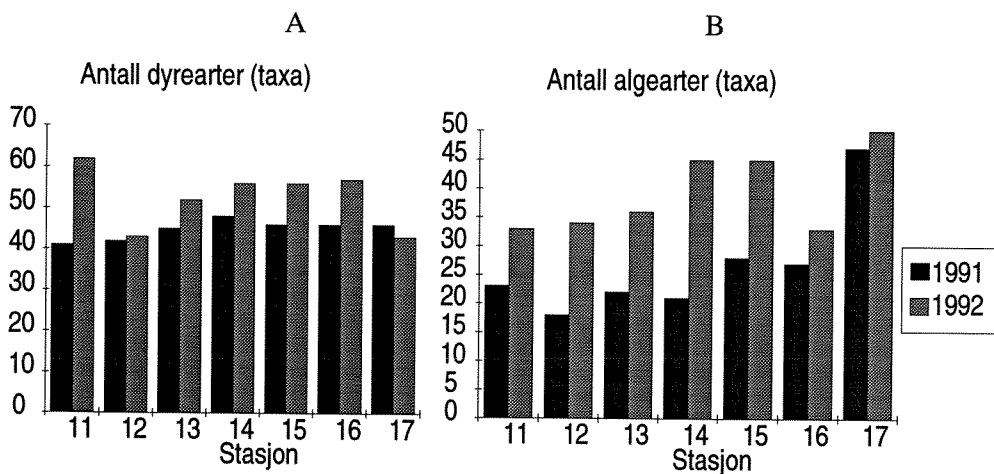
Antall registrerte arter ved **transektanalysene** viste en økende tendens fra 1991 til 1992 for alle stasjoner unntatt st. 17 som er den ytterste i fjorden (figur 4.11). Hovedårsaken til dette er sannsynligvis de dårlige siktforholdene i 1991 som gjorde registreringen vanskelig. Ser man på alger og dyr hver for seg, viser det seg at det er algene som bidrar med den største økningen fra 1991 - 92 (figur 4.12).

Antall registrerte algearter økte utover fjorden i begge årene, mens stasjonene var mer like med hensyn til antall dyrearter.

Når det gjelder **forekomst** av dyr og alger registrert under transektanalysene, ga parvis t-test signifikante forskjeller mellom årene for samtlige stasjoner. Forskjellen i forekomst var klarere for de indre stasjonene ( $p < 0,002$ ) enn for den ytre stasjon 17 ( $p = 0,02$ ).



**Figur 4.11.** Totalt antall arter av alger og dyr som ble registrert ved transektanalysene i Holandsfjord 1991 og 1992.



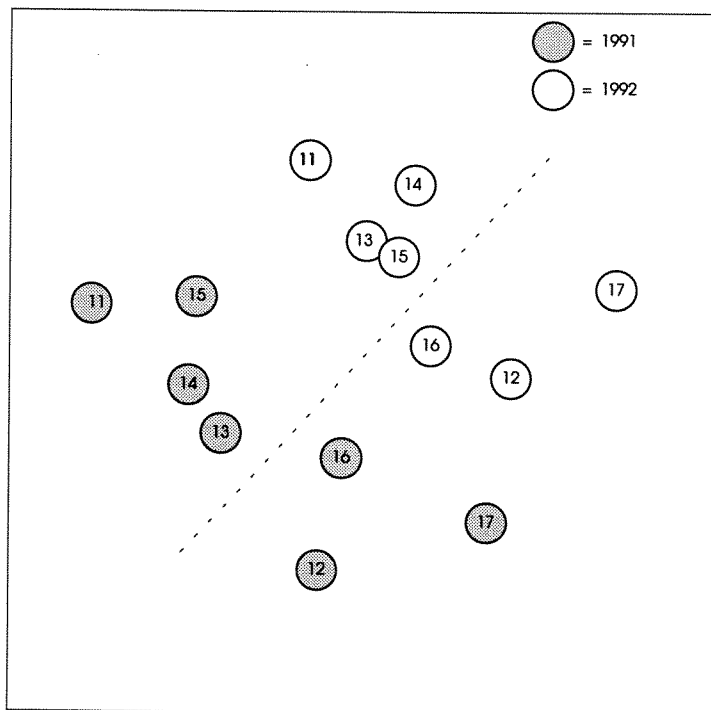
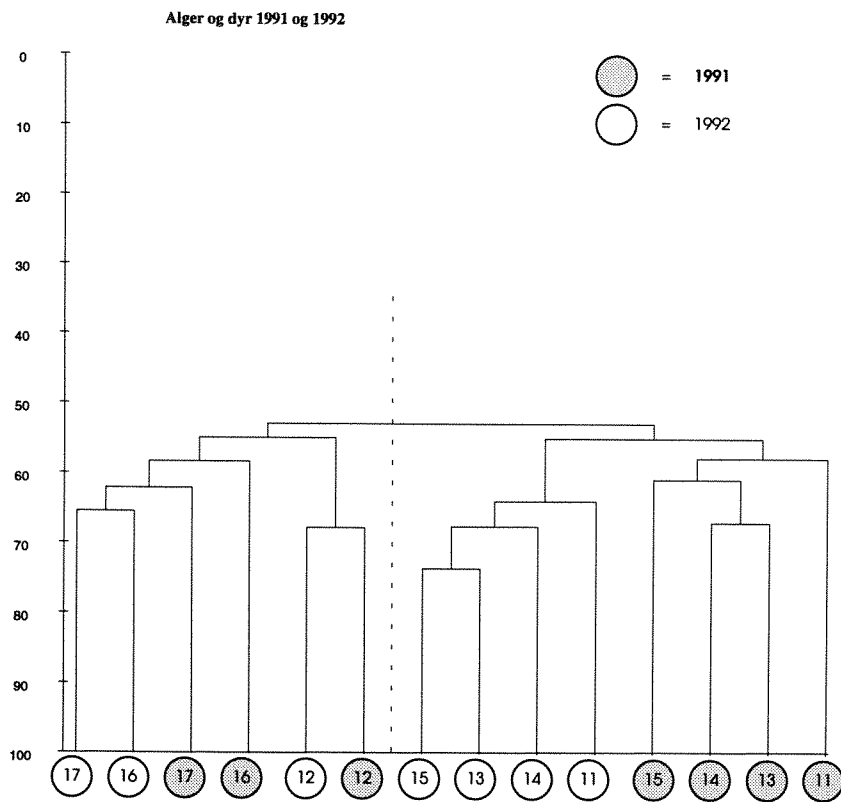
**Figur 4.12a) og b).** Totalt antall registrerte arter i Holandsfjord fordelt på: a) dyr og b) alger.

Resultatene fra de multivariate analysene av artssammensetningen på stasjonene i de to årene er gitt i figur 4.13a,b. Figur 4.13a viser et dendrogram med gruppering av stasjoner mht. artssammensetningen. Dendrogrammet viser at stasjonens artssammensetning ikke tydelig grupperes mht. geografisk plassering, selv om de ytre stasjonene, - 16 og 17, ser ut til å skille seg fra de andre stasjonene lenger inne i fjorden. Stasjon 12 var mer lik de to ytre stasjonene enn det de andre var, og den viste minst forskjell mellom årene av samtlige stasjoner. Artssammensetningen på de indre stasjonene var ellers mer forskjellig mellom årene enn mellom stasjonene.

MDS-analysen (figur 4.13b) gir et bedre bilde av innbyrdes forskjell mellom stasjoner og år enn man klarer å fremstille i dendrogrammet. Med en stressfaktor på 0.09 gir fremstillingen et godt samsvar mellom MDS grupperingen og similaritetmatrisen, som er grunnlaget for MDS-analysen. Den innbyrdes grupperingen av stasjoner viser en tydelig forskjell mellom årene. Stasjonene grupperes delvis i en avstandsgradient utover fjorden (unntatt stasjon 12).

Det ble foretatt simulert ANOVA (ANOSIM) på MDS-plottet for å teste om artssammensetning og -forekomst var forskjellige mellom 1991 og 1992. Resultatene viste at det var en **signifikant forskjell i stasjonenes hardbunnsamfunn mellom 1991 og 1992** ( $p=0.002$ ).

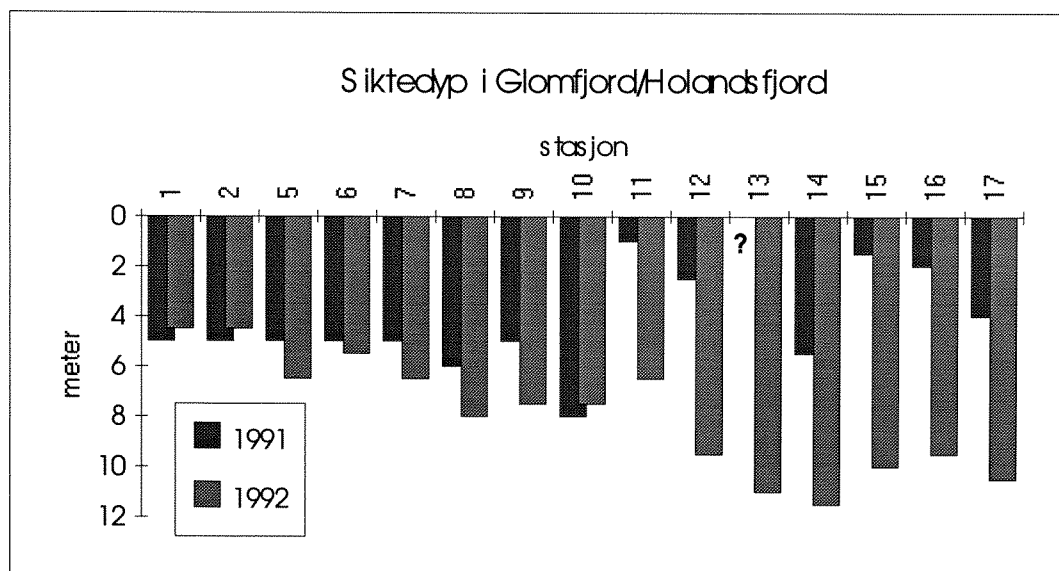
Den store forskjellen mellom årene er sannsynligvis ikke reell, men skyldes, - i hvert fall til dels, de dårlige registreringsforholdene som var i fjorden i 1991. For å være sikker på at dette var årsaken, burde det ha vært foretatt en tredje års undersøkelse, hvilket dessverre var umulig, siden omleggingen av ferskvannstilførselen til fjorden allerede var igang i 1993. En må derfor, ut fra det ovenstående, anta at 1992-undersøkelsene har gitt det mest korrekte bilde av de faktiske biologiske forholdene i fjorden.



**Figur 4.13.** a) Gruppering av stasjoner i dendrogram.  
 b) Innbyrdes forskjell mellom stasjoner i et MDS-plott.  
 Fylte sirkler = 1991. Åpne sirkler = 1992.

## Observasjoner av siktedyp

I de seks dagene undersøkelsene ble foretatt i 1991, falt det store mengder nedbør (124 mm), og dette medførte meget dårlige siktforhold i fjorden (figur 4.14). I 1992 var tilsvarende tall 17 mm, og dermed var også siktforholdene meget bedre det året (kilde: klimaavd. ved NMI, observasjoner fra Halså). Ut fra resultatene for 1992 kan man anta at Holandsfjord, under normale forhold, har et siktedyp som er like godt eller bedre enn det Glomfjord har.



**Figur 4.14.** Siktedyp i Glomfjord (st. 1 - 10) og Holandsfjord (11 - 17) den dagen som stasjonen ble undersøkt.

En kan forvente at de dårlige siktforholdene som var i Holandsfjord i 1991 til en viss grad kunne påvirke registreringene av alger og dyr, i særlig grad trådformete rød- og brunalger, samt små dyr.

### 4.3.4. Nitrogen og fosfor i grisetang og blæretang

Rådata for tørrvektsprosent og målte konsentrasjoner av nitrogen, fosfor og karbon er sammenstilt i vedlegg, mens hovedresultatene fremgår av nedenstående tabell 4.3 sammen med de tilsvarende sammendrag fra de fem indre og to ytre stasjonene i Glomfjord.

Bakgrunnen for tabelloppdeling i data fra henholdsvis mars og august/september er den utpregede sesongvariasjonen som fremgår av rådata-vedlegget, og som er kjent fra flere tidligere undersøkelser (bl.a. Kornfelt, 1982; Molvær og Knutzen, 1987; Wheeler og Björnsäter, 1992; upubliserte NIVA-data fra ulike deler av kysten). Konsentrasjonen er vanligvis høyest i januar - april og lavest i juli - september (upubl. data, bl.a. fra Glomfjord 1991 - 92).



**Tabell 4.3.** Middel/standardavvik for nitrogen (N) og fosfor (P) i grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra Holandsfjord og Glomfjord aug./sept. 1991 - 92 og mars 1992, mg/kg tørrvekt, n = antall observasjoner.

Område, måned	Grisetang		Blæretang	
	N	P	N	P
<b>Holandsfj.</b> (3 st.)				
Mars, n = 2/3 <sup>1)</sup>	20.8/2.4	1.16/0.24	26.7/1.2	1.90/0.51
Aug./sept., n = 6	9.7/1.0	0.45/0.15	14.6/2.3	0.37/0.11
<b>Glomfj.</b> (7 st.)				
Mars, n = 7	27.7/2.3	1.69/0.34	32.8/2.3	2.69/0.39
Aug./sept. n = 12/13 <sup>2)</sup>	15.5/3.9	0.67/0.18	19.7/5.5	0.75/0.18

1) Mangler grisetang fra st. Bi 17

2) Mangler prøver fra st. Bi 8 1991 og grisetang fra st. Bi 5 1992.

Av tabellen sees at midlere innhold av N og P var lavere i Holandsfjord-tangen enn i algene fra Glomfjord, stort sett 30 - 50% høyere innen sistnevnte område og omkring det dobbelte for august/september-verdiene av fosfor. (Ytterligere markert blir forskjellen hvis man begrenser sammenligningen til å omfatte bare de mest belastede Glomfjordlokalitetene).

Også sammenlignet med andre data fra lite belastede deler av kysten (upubl.), er verdiene fra Holandsfjord relativt lave, spesielt for fosfors vedkommende. Det moderate innholdet av plantenæringsstoffer samsvarer med inntrykket fra registreringen av algevegetasjonen i fjærebeltet. At maksimalverdiene av fosfor opptrer i prøvene fra den ytterste stasjonen (Bi 17, kfr. vedlegg), kan skyldes påvirkning fra Glomfjord, men også mindre ferskvannsinflytelse enn på de to indre stasjonene.

## 5. SEDIMENTASJON

*Sedimentasjonen ble målt på to stasjoner i Holandsfjord i 1991 og 1992. Det var stor variasjon over tid og sted. De tidsmessige variasjonene skyldtes i stor grad nedbørforskjeller, men også anleggshell. De stedsmessige variasjonene viste at det tilførte materialet sedimenterte raskt og ga en høy årlig sedimentasjon på stasjonen innerst i fjorden på ca. 5 - 8 kg/m<sup>2</sup>. Mengdene var ca 1/10 av dette lengre ut i fjorden.*

*Det sedimenterte materialet var i hovedsak uorganisk, men besto i perioder av opptil 47% organisk karbon. De høye karbonverdiene har trolig sammenheng med våroppblomstring av plankton.*

### 5.1. Formål

Målet med denne delundersøkelsen har vært å :

- bestemme den nåværende sedimentasjonen av partikulært materiale i Holandsfjord.

Holandsfjord tilføres partikler med avrenning fra land, fra biologisk produksjon i fjordsystemet og partikler med opprinnelse utenfor fjordsystemet, brakt inn i Holandsfjord med vann-utskiftninger. De tilførte partiklene vil enten synke til bunns og danne grunnlaget for dyrelivet på de bløte bunnene, eller føres ut av fjorden med vannbevegelsene. Økt tilførsel og sedimentasjon av partikulært materiale kan være en av de viktigste effektene på fjorden fra vassdragsutbyggingen. Det har derfor vært viktig å beskrive de nåværende forholdene for senere å kunne jevnføre resultatene med tilstanden etter at reguleringen er gjennomført.

Sedimentasjonen kan måles ved å utplassere sedimentfeller eller gjennomføre aldersdateringer av bunnsedimentet. Sedimentfeller måler fluksen, det vil si mengde pr. tidsenhet, av partikulært materiale som synker gjennom et bestemt dyp i vannmassene. Sedimentfellene gir informasjon om situasjonen over relativt korte tidsintervaller, typisk er over dager/uker. Aldersdateringer av bunnsedimentet måler mengden av partikler som akkumuleres på bunnen. Mens sedimentfellene integrerte over relativt korte tidsintervaller, ga aldersdateringer opplysninger om akkumulasjonen integrert over år/tiår avhengig av mengden av partikler som falt til bunns.

### 5.2. Metodikk

Sedimentfeller ble utplassert på to stasjoner i Holandsfjord (tabell 5.1 og figur 5.1). Fellene hadde en indre diameter på 10 cm, høyde på 100 cm, og inneholdet ble konservert med konsentrert formalin. Oversikt over prøvetakingsdatoer er gitt i tabell 5.2.

**Tabell 5.1.** Posisjon og dyp for sedimentfellene.

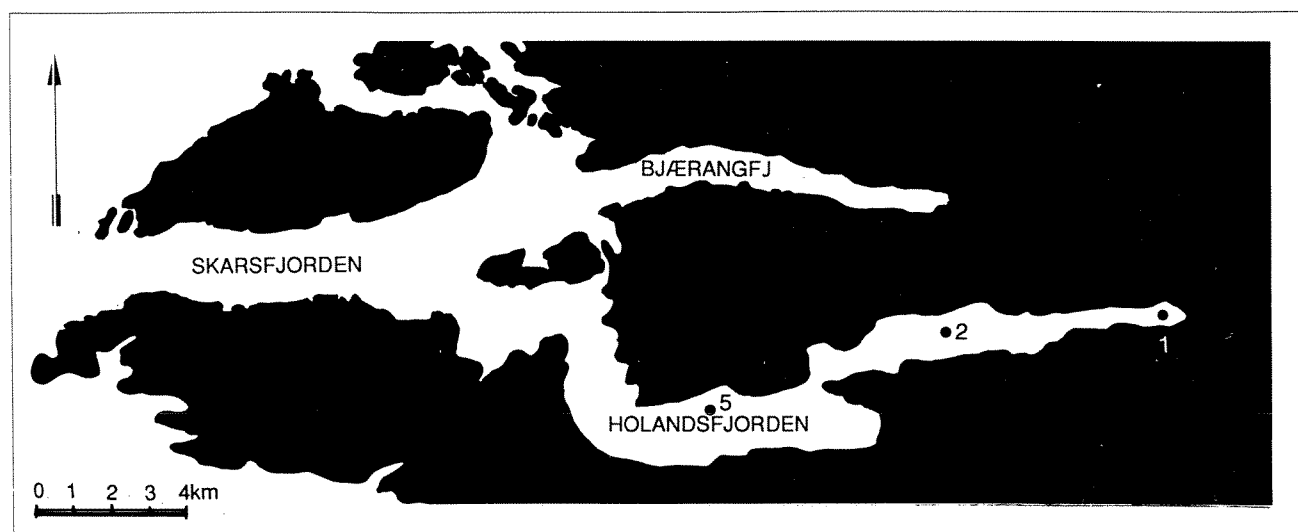
Stasjon	Posisjon	Bunndyp (m)	Felledyp (m)
N1	N 66° 43,7', Ø 13° 52,6'	90	20 / 70
N2	N 66° 43,6', Ø 13° 47,0'	230	20 / 220

Den 13. juni 1991 ble det på de samme stasjonene, samt stasjon N5 i Holandsfjord (N 66° 42,3', Ø 13° 37,8') innsamlet sedimenter primært for aldersdatering. Prøvene ble tatt med en kjerneprøvetaker (Niemistö, 1974).

**Tabell 5.2.** Oversikt over sedimentfelleprøvtaking i Holandsfjord.

Ut-dato	Inn-dato	N1	N2
13.5.91	13.6.91	o.k.	o.k.
13.6.91	8.7.91	o.k.	o.k.
8.7.91	7.8.91	o.k.	o.k.
7.8.91	5.9.91	o.k.	o.k.
5.9.91	8.10.91	o.k.	o.k.
8.10.91	5.11.91	o.k.	o.k.
5.11.91	9.12.91	o.k.	o.k.
9.12.91	10.3.92	o.k.	Tapt
10.3.92	27.4.92	o.k.	Tapt
27.4.92	12.5.92	o.k.	Tapt
12.5.92	11.6.92	o.k.	o.k.
11.6.92	8.7.92	o.k.	o.k.
8.7.92	20.8.92	o.k.	o.k.
20.8.92	7.10.92	o.k.	o.k.
7.10.92	8.11.92	o.k.	o.k.

Bunnsedimentene ble snittet i 2 cm tykke skiver, og sedimentene fra både feller og bunn ble analysert for totalt partikulært materiale, totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN), - de to sistnevnte ved hjelp av en CHN-elementanalysator (Carlo Erba). Totalt organisk karbon ble bestemt etter at karbonater var fjernet i syredamp. Aldersdateringen ble gjennomført på grunnlag av bly-210 isotopen, og den ble utført av FORCE-institutterne i Danmark (vedlegg 5.2).



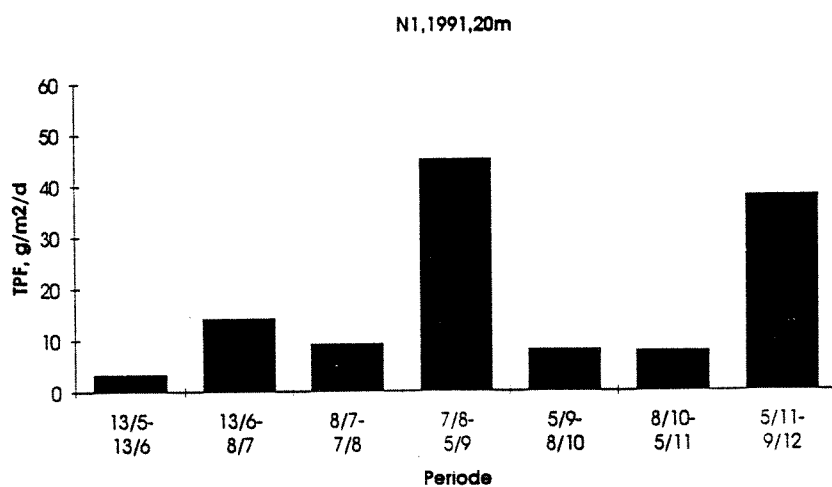
**Figur 5.1.** Stasjonsplassering.

## 5.3. Resultater

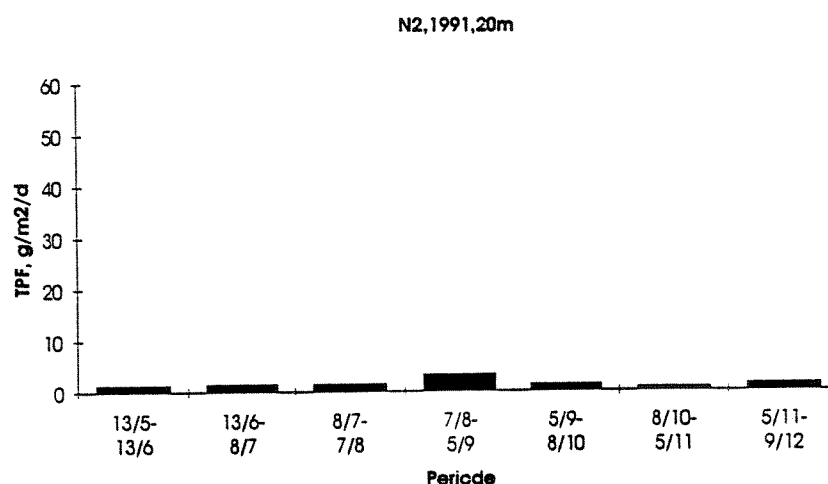
### 5.3.1. Mengde sedimentert materiale

Sedimentfellene fanger opp det partikulære materiale som faller gjennom vannmassene og som, etter eventuelle kjemiske forandringer, til slutt danner bunnsedimentene. Sedimentasjonen gjennom et dypnivå er gitt av den **totale partikulære fluksen (TPF)** uttrykt i gram eller kilo pr. kvadratmeter og døgn, eventuelt år.

TPF-verdiene bestemmes av hva som transporteres med elver, generell avrenning fra land, direkte industritilførsler, produksjonen i fjordsystemet og resuspenderte (oppvirvlede) bunnsedimenter. Fluksen vil derfor variere over tid og sted. Figur 5.2 og 5.3 viser dette for de to stasjonene i Holandsfjord i 1991.

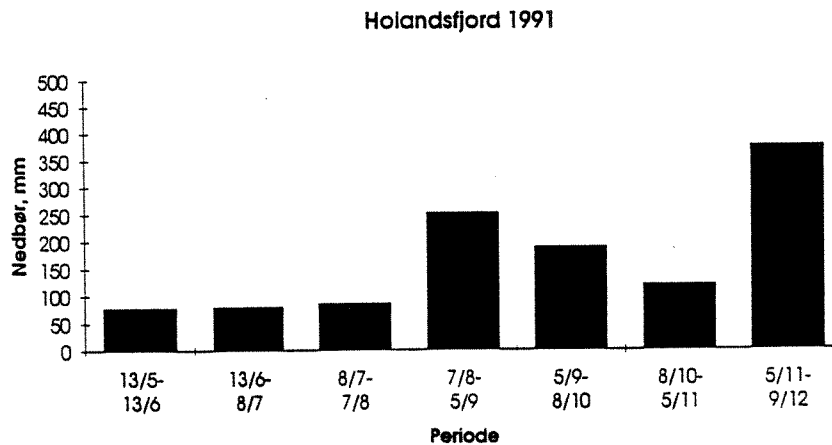


Figur 5.2. Total partikulær fluks gjennom 20 meters nivået på stasjon 1 i 1991.



Figur 5.3. Total partikulær fluks gjennom 20 meters nivået på stasjon 2 i 1991.

TPF-verdiene på stasjon 1 varierte over en tier-potens fra ca. 5 til ca. 50 g/m<sup>2</sup>/d med tidsrommene 7/8 - 5/9 og 5/11 - 9/12 som spesielle. Variasjonsmønsteret samsvarer bra med nedbørsfordelingen (figur 5.4.), men mindre godt med beregnet ferskvannstilførsel til fjorden.



**Figur 5.4.** Nedbør i Holandsfjord (meteorologisk målestasjon nr. 8065) summert over prøvtakingsperiodene i 1991.

Også i 1992 var det betydelige variasjoner i sedimentasjonen. Gjennom 20 meters-nivået på stasjon 1 varierte den fra 2 - 37 g/m<sup>2</sup>/d med de høyeste verdiene i de tre måleperiodene i siste halvår. Spesielt var verdiene høye i september. Variasjonsmønsteret i 1992 samsvarer også rimelig bra med nedbørsfordelingen. Fra Statkraft (J.P. Taasen, pers.med.) er det opplyst at store nedbørsmengder i august og september, var medvirkende til et uhell hvor vann kom inn i tunnelsystemet og ut av tverrslaget ved tippen på Storjord. Mer enn 25.000 m<sup>3</sup> masse skal ha blitt gravd ut. Det er sannsynlig at dette er en del av forklaringen på de høye TPF-verdiene på stasjon 1 i september.

Det var stor forskjell mellom stasjon 1 innerst i fjorden og stasjon 2 lengre ut. Her varierte TPF-verdiene mellom 0.7 og 3.3 g/m<sup>2</sup>/d. Det viser at partiklene i stor grad ble tilført indre del av fjorden og at de sedimenterte hurtig.

Generelt var det god overensstemmelse mellom resultatene fra fellene i 20 og 70 meters dyp på stasjon 1. Dog var verdiene høyere i fella på 70 m for periodene august og november. Det samme var også tilfelle på stasjon 2, men med gjennomgående høyere verdier i 220 m sammenliket med 20 m. Det er ofte vanlig i fjorder med god vannutskifting å observere en økning i TPF-verdiene med dypet (Næs, 1991). Det skyldes at strøm i dypere vannlag resuspenderer sedimentene.

På grunnlag av TPF-verdiene for de forskjellige måleperiodene er tidsveide årsmidler beregnet (tabell 5.3).

**Tabell 5.3.** Årlig total partikulær fluks (TPF) som tidsveid middel i kg/m<sup>2</sup>/år.

Stasjon	År	
	1991	1992
N1, 20m	6.6	5.1
N1, 70m	8.4	4.6
N2, 20m	0.6	0.4*
N2, 220	1.0	1.0*

\* Beregnet på grunnlag av 5 måleperioder

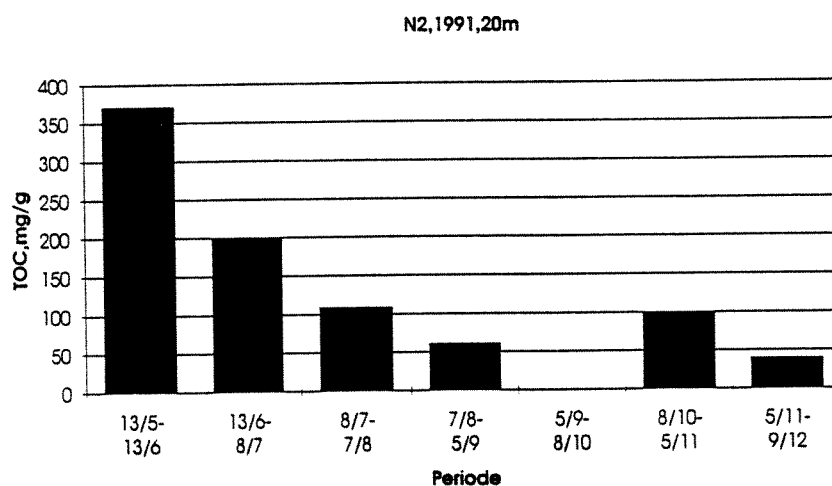
Verdiene på stasjon 1 er høye. Tabell 5.4. gir en sammenligning med andre områder.

**Tabell 5.4.** Årlig total partikulær fluks (TPF, kg/m<sup>2</sup>/år) fra forskjellige områder.

Lokalitet	TPF	Ref.
Frierfjorden, 20m	0.8 - 1.6	Næs, 1991
Brevikfjorden, 20m	0.5 - 0.7	Næs, 1991
Sørfjorden v/Kvalnes, 25m	0.4	Skei et al. 1986
Sækken, Hvaler, 10m	1.0	Helland et al., 1990
Lindåspollene, 20m	0.5	Wassmann, 1983

### 5.3.2. Organisk innhold i felle materialet

Det organiske materialet som samles i fellene kan være produsert i vannmassene (i hovedsak marint plankton) eller ha sin opprinnelse på land (terrestrisk materiale) og tilført fjorden med avrenningen. Det var betydelige variasjoner over tid på de to stasjonene. I fellene på 20 meters dyp varierte konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) fra 1 - 17% på stasjon 1. Det tilsvarende på stasjon 2 var 4 - 37%, figur 5.5. De høyeste konsentrasjonene ble målt på våren/tidlig sommer og skyldes planktonoppblomstringen. Lavere karbon-verdier på stasjon 1 viser at den høye sedimentasjonen her skyldes tilførsler av uorganiske partikler.



**Figur 5.5.** Konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) i fellemateriale på stasjon 2, 20 m i 1991.

Det organiske materialet i fellene inneholder, foruten karbon, også nitrogen. Forholdstallet mellom disse to elementene indikerer opprinnelsen. Et forholdstall på 6 - 8 er typisk for organisk materiale med opphav i marint plankton. Økende innslag av terrestrisk organisk stoff vil medføre et høyere C/N-tall. I 1991 var forholdstallet 6 - 8 i 20 m på stasjon 1, som igjen bekrefter at den store mengden tilførte partikler her i all vesentlig grad var uorganiske. I 1992 var C/N-verdiene noe mere varierende og over 10 i perioden desember (1991)/mars og august - september.

Det organiske materialet på stasjon 2 hadde, på grunnlag av C/N-tallene, i hovedsak opprinnelse i marint plankton.

På grunnlag av verdiene for den totale partikulære fluksen og organisk innhold er den partikulære fluksen av organisk karbon (POC) på årsbasis utregnet i tabell 5.5.

**Tabell 5.5.** Årlig fluks av partikuært organisk karbon (POC) som tidsveid middel i  $g/m^2/år$ .

Stasjon	År	
	1991	1992
N1, 20m	128	159
N1, 70m	116	78
N2, 20m	133	49*
N2, 220m	39	35*

\* Beregnet på grunnlag av 5 måleperioder fra 12. mai.

Tabellen viser at selv om det er stor forskjell i TPF mellom de to stasjonene, er POC-verdiene gjennom 20 meters nivået nær den samme i 1991. En sammenligning for 1992 er usikker på grunn av

dårligere datagrunnlag for stasjon 2. Tabellen indikerer videre at det er betydelige forskjeller i mengde organisk materiale som når bunnen på de to stasjonene. Forskjeller i POC mellom 20 meter og 70/220 meter kan skyldes nedbrytning i vannmassene.

### 5.3.3. Sammenligning med sedimentene

Materiale som synker gjennom vannmassene vil, mere eller mindre modifisert, danne bunnsedimentene. Mens sedimentfellene gir informasjon integrert over korte tidsintervaller, her i hovedsak en måned, integrerer sedimentene over år. For å vurdere representativiteten av fellemålingene mot sedimentene, ble det gjennomført aldersdateringer av sedimentet på de samme lokaliteter som fellene ble plassert. En stasjon ytterst i Holandsfjord (N5) ble også datert.

Aldersdateringen forutsetter stasjonære sedimentasjonsforhold ( $d[^{210}\text{Pb}]/dt=0$ ). For stasjon 1 var dette oppfylt. Akkumulasjonsraten (målt over de øverste 15 cm av sedimentet) ble bestemt til 2.0 kg/m<sup>2</sup>/år. Dette er en betydelig forskjell fra sedimentfellene som ga 8.4 og 4.6 kg/m<sup>2</sup>/år for henholdsvis 1991 og 1992. Året 1991 var dominert av særdeles høy (unaturlig?) sedimentasjon i periodene august og november. Utelates disse fra beregningene, blir TPF for 1991 gjennom 70 meter nivået 2.3 kg/m<sup>2</sup>/år som er svært nær hva aldersdateringen gir. Uhellet med utgraving av masser fra tippen i Storjord gjør at det ikke er noen hensikt å sammenligne dette året mot aldersdateringene.

Dateringene fra stasjon 2 og 5 i ytre del er svært usikre på grunn av omblanding av sedimentet (dyr, tråling etc.) og ikke-stasjonære sedimentasjonsforhold.

Konsentrasjonen av organisk karbon i de øverste 2 cm av sedimentet på stasjon 1 var 1,2%. Aldersdateringene gir dermed en akkumulasjon av organisk karbon på 25 g/m<sup>2</sup>/år. Sedimentfellene ga at ca. 150 og ca. 100 g/m<sup>2</sup>/år passerer henholdsvis 20 og 70 meters nivået. Dette tilsier at ca. 20% av det organiske karbonet som unnslipper overflatelaget på stasjon 1 (<20 m) akkumuleres i sedimentet, ca. 50% brytes ned på sedimentoverflaten eller i de bunnære vannmassene og ca. 30% brytes ned mellom 20 og 70 meters vanddyb.



## 6. DYRESAMFUNN PÅ BLØTBUNN

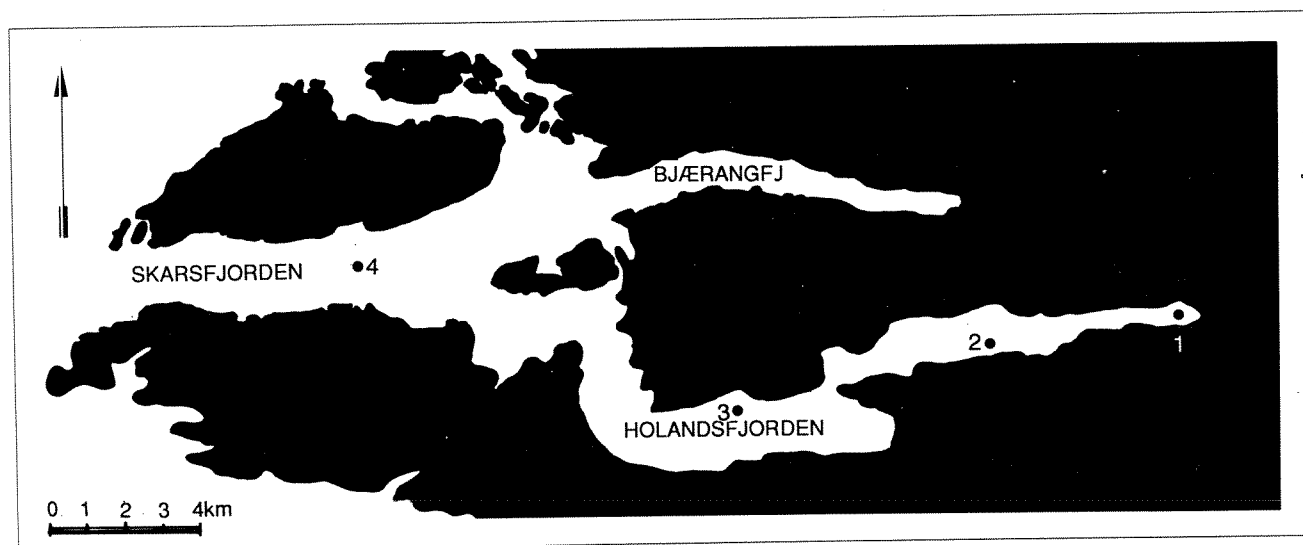
Artsmangfoldet i bløtbunnssamfunnet i fjordsystemet Holandsfjord - Skarsfjord var økende fra indre til ytre del, mens individantallet var avtagende. I indre del av fjordsystemet ble det ikke registrert bløtdyr (f.eks. muslinger og snegl) i 1992 og relativt få i 1991.

Faunaforskjellene mellom stasjonene i fjordsystemet var generelt uttrykt ved økende innslag av bløtdyr og avtagende relativ forekomst av børstemark og krepsdyr utover i fjordsystemet. Det var god overensstemmelse i faunasammensetning på de enkelte stasjonene mellom innsamlingsårene (1991 og 1992).

Resultatene tyder på økende miljøpåvirkning innover i fjordsystemet. Faunasamfunnet på den innerste stasjonen syntes å være forholdsvis sterkt påvirket av ytre miljøfaktorer, trolig slamavsetning (se kapittel 5), mens samfunnet på den ytterste stasjonen syntes upåvirket.

### 6.1. Innledning

Marine bunnsedimenter har under normale forhold forholdsvis artsrike dyresamfunn. Det er ikke uvanlig at 3 - 4 grabbprøver (0.3 - 0.4 m<sup>2</sup>) inneholder et hundretalls ulike arter av "makro"-fauna (dyr større enn 1 mm). Børstemark, bløtdyr og krepsdyr er ofte de mest dominerende dyregruppene. De enkelte dyre-artene har ulike toleranser overfor miljøforandringer, noe som kan utnyttes under biologiske miljø-undersøkelser. Tilsammen danner artene og deres individantall samfunnets såkalte "struktur" som kan uttrykkes ved hjelp av bestemte statistiske metoder. En eventuell forskyvning/forandring av samfunnets struktur uttrykker de biologiske virkningene av eventuelle miljøforandringer.



**Figur 6.1.** Stasjonsplassering for innsamling av bløtbunnsfauna i Holandsfjord og Skarsfjorden i 1991 og 1992.

## 6.2. Formål

Formålet med denne undersøkelsen er, v.h.a. bunndyrssamfunnets sammensetning, å dokumentere miljøtilstanden i Holandsfjord og indre del av Skarsfjord (figur 6.1) i årene 1991 og 1992. Denne dokumentasjonen vil danne basis for etterfølgende kontrollundersøkelser i forbindelse med regulering av vanntilførselene til fjordsystemet.

## 6.3. Metodikk

### Stasjonsvalg

Stasjonene ble valgt ut på bakgrunn av prosjektets overordnede problemstilling og målsettinger (ref. kapittel 1). Fire stasjoner ble etablert langs dyp-ålen i fjordsystemet (figur 6.1). Pga. rekefiske ble stasjonene 2, 3 og 4 etablert til side for rekefeltene midtfjords. Disse stasjonene ligger likevel på omtrent samme dyp som størstedypet i de respektive områdene fordi dypområdene består av forholdsvis brede sletter.

### Prøvetaking

Prøvene ble tatt den 13. mai 1991 og 26. april 1992 fra fartøyet F/F "Raud" tilhørende Nordlandsforskning, Bodø. Prøver fra alle fire stasjonene ble tatt i hvert av de to årene.

Det ble tatt 4 grabbprøver på hver stasjon ved hjelp av 0.1 m<sup>2</sup> van Veen grabb. Den hadde overlappende plate i "kjeften" og var utstyrt med 20 kg ekstra blyvekt. Grabbens totale felt-vekt før prøvetaking var omlag 60 kg. Grabben var utstyrt med inspeksjonsluker som var lukket med 0.5 mm stålnetting. Utenpå stålnettingen var det 3 mm tykke gummi-lapper som lukker for vanngjennomstrømming når grabben hives opp, og åpner for vanngjennomstrømming når grabben senkes. Nedfiringshastigheten var like over bunnen omlag 20 cm pr. sekund.

Prøvene ble siktet ved hjelp av 1 mm sikt med runde hull og deretter fiksert og tilsatt "bengal-rosa".

Det var gode værforhold under prøvetakingen.

### Databehandling

Følgende statistiske metoder ble benyttet for analyser av bunnfauna:

- Shannon-Wiener diversitetsindeks (H)
- Hurlberts diversitetskurver inkl. ES<sub>100</sub> (Hurlbert, 1971).
- "Cluster-analyse" (Bray & Curtis, 1957; Rohlf, 1990).
- "Multi-dimensjonal skalering" basert på NTSYS-PC "Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System" (Rohlf, 1990).

Analysemetodene er beskrevet i vedlegg 6.1.

## Sedimenter

Prøver for analyse av sedimentenes innhold av organisk bundet karbon og totalt nitrogen ble tatt fra sedimentoverflaten i hver enkelt grabbprøve og deretter slått sammen til én samle-prøve for hver stasjon. Prøver for analyser av kornstørrelse ble tatt fra én grabbprøve pr. stasjon, fra sedimentoverflaten og ned til omlag 10 cm dyp. Hensikten med sedimentprøvene var å innhente informasjon om dyresamfunnets fysiske miljø.

Kornstørrelser ble bestemt ved tørrsikting for fraksjonene større enn 0.063 mm, mens mindre fraksjoner ble bestemt ved hjelp av elektronisk partikkeltelling (Sedigraph 5100) der materialet på forhånd var dispergert i ultralydbad. Minste partikkelstørrelse som ble analysert på var på 0.0005 mm. Tørrsiktingen foregikk med siktestørrelsene 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125 og 0.063 mm. Vektene for alle fraksjoner ble brukt til å kalkulere kumulativ vektfordeling for hver av prøvene.

Totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen ble analysert ved hjelp av "C/N analysator". Uorganisk karbon ( $\text{CO}_3$ ) ble fjernet i syredamp. Nitrogen-verdiene representerer trolig i hovedsak organisk bundet nitrogen.

## 6.4. Resultater og vurderinger

### 6.4.1. Stasjonsbeskrivelser

Stasjonenes dyp, sedimentbeskaffethet, sedimentenes innhold av karbon og nitrogen, samt sedimentenes silt/sand forhold er beskrevet i tabell 6.1. En mer detaljert presentasjon av kornstørrelser er vist i vedlegg 6.2.

Sedimentene bestod hovedsakelig av pellt (leire og silt) på alle stasjonene. Det bemerkes imidlertid at andelen av pellt på stasjon 1 var betydelig lavere i 1991 enn i 1992 med et prosentvis innhold på henholdsvis 30 og 61%. Forøvrig var det på alle stasjonene tydelige ulikheter i silt/sand forholdet mellom innsamlingsårene.

Sedimentenes innhold av organisk karbon kan karakteriseres som "lavt" (1 - 2%), og verdiene var relativt like mellom innsamlingsårene på én og samme stasjon. Også nitrogenverdiene var forholdsvis like mellom innsamlingsårene. C/N forholdet var høyest i ytre del av fjordsystemet (10 - 12) og lavest i indre del (7).

### 6.4.2. Fauna

#### Arts- og individforhold

Antall arter og individer, samt 2 ulike diversitetsindekser (Shannon-Wiener og Hurlberts  $ES_{100}$ ) er vist i tabell 6.2. Tabellen viser at artsantallet varierte fra 23 (stasjon 3 - 91) til 40 (1 - 91). Det var en generell tendens til økende individantall innover mot fjordbunnen. Dette bildet forstyrres imidlertid på stasjon 3, der det i 1992 ble funnet 1219 individer, mens det i 1991 ble funnet 398. Høyeste individantall ble registrert på stasjon 1 med 1577 og 1892 henholdsvis i 1991 og 1992.

**Tabell 6.1.** Stasjons- og sedimentbeskrivelser. Sedimentenes innhold av organisk karbon (C), nitrogen (N), forholdet karbon/nitrogen (C/N), samt forholdet pelitt (leire+silt)/sand i Holandsfjordsystemet i 1991 og 1992. Stasjonenes lokalisering er vist i figur 6.1.

STASJON	DYP m	SEDIMENTTYPE	ÅR	VANN %	N %	C %	C/N	PELITT/ SAND *
1	95	Relativt mørke sediment dypere enn 3-4 cm	-91	61.0	0.1	1.0	10	5/10
			-92	62.2	0.11	1.39	12	16/10
2	240	Relativt finkornig sediment (leire) dypere enn 4-5 cm.	-91	68.3	0.1	1.1	11	16/10
			-92	66.9	0.13	1.06	8	19/10
3	195	Grå sedimenter. Leire dypere enn 2-4 cm. Delvis sverting, men ingen H <sup>2</sup> S-lukt	-91	58.6	0.1	0.7	7	52/10
			-92	56.4	<0.1**	0.73	>7	160/10
4	177	Grå sedimenter.	-91	64.8	0.3	2.1	7	16/10
			-92	71.0	0.32	2.20	7	40/10

\* (Leire + silt) / Sand  
Grenseverdi mellom pelitt og sand: 0.063 mm.

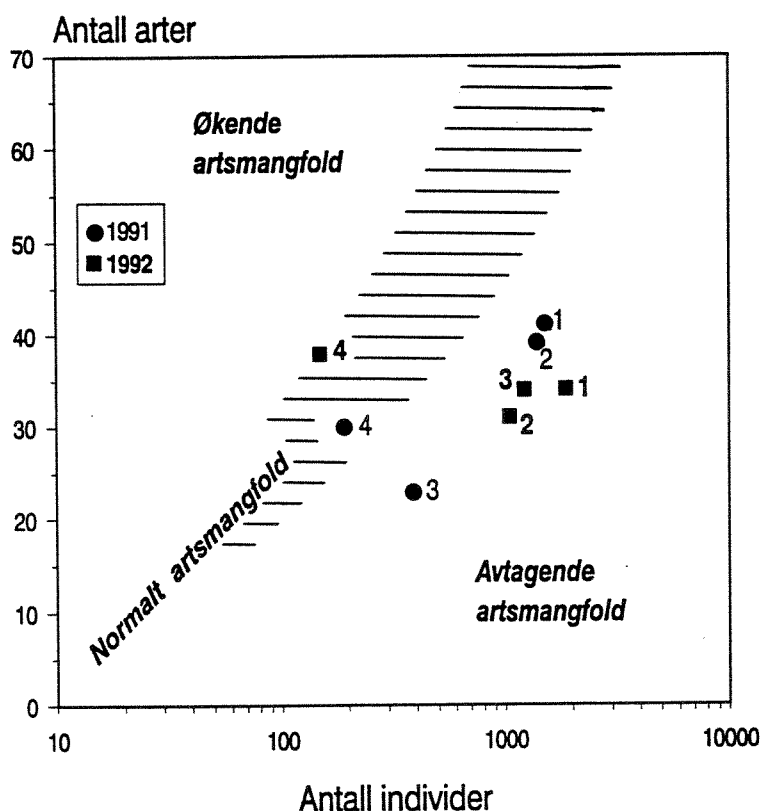
\*\* Nitrogen-verdien var lavere enn deteksjonsgrensen.

**Tabell 6.2.** Totalt antall arter, antall individer (0,4 m<sup>2</sup>), Shannon-Wiener diversitetsindeks og Hurlberts ES<sub>100</sub> for bløtbunnsamfunn i Holandsfjordsystemet i 1991 og 1992. Stasjonenes lokalisering er vist i figur 6.1.

STASJON	ANTALL ARTER	ANTALL INDIVIDER	DIVERSITET SHAN.- WIENER	DIVERSITET HURLBERT, ES100
1 - 91	40	1577	3.4	17
1 - 92	34	1872	3.2	15
2 - 91	39	1459	3.4	16
2 - 92	31	1049	3.0	13
3 - 91	23	398	3.5	16
3 - 92	34	1219	3.7	17
4 - 91	30	192	4.0	23
4 - 92	38	149	4.2	30

Divsersitetsindeksene i tabell 6.2 viser at Shannon-Wiener indeksene er relativt like på de tre innerste stasjonene (1, 2 og 3). Verdiene her lå mellom 3.2 og 3.7, mens Hurlberts  $ES_{100}$  var mellom 15 og 17. Det største artsmangfoldet ble registrert på den ytterste stasjonen (4) der indeksene var henholdsvis 4.0 - 4.2 og 23 - 30. Rygg (1984a) fant at  $ES_{100}$  verdiene vanligvis ligger mellom 20 og 30 på lokaliteter som ikke er utsatt for vesentlig miljøpåvirkning.

Ulikhetene i artsmangfold mellom indre og ytre del av det undersøkte fjordsystemet kommer forøvrig til uttrykk ved endepunktene for Hurlberts diversitetskurver som er vist i figur 6.2.



**Figur 6.2.** Artsmangfold i Holandsfjordsystemet i 1991 og 1992 representert som endepunkter for Hurlberts diversitetskurver. Markeringen for "normalt artsmangfold" er i henhold til Rygg (1984b). Koordinater for hele kurver finnes i vedlegg 6.3. Stasjonenes lokalisering finnes i figur 6.1.

## Artssammensetning

Individtettheten for de 10 mest dominerende artene på hver stasjon er vist i tabell 6.3. Oppsummerende og stasjonsvise artslistene finnes i vedlegg 6.4.

Tabell 6.3 viser at 27 arter, eller omlag 28% av totalt registrerte arter, opptrer blant de 10 mest forekommende på hver stasjon og hvert innsamlingsår.

**Tabell 6.3.** Individantall (pr 0.4 m<sup>2</sup>) for de 10 mest forekommende artene på hver stasjon og for hvert innsamlingsår i Holandsfjordsystemet. Individantall høyere enn 50 er uthevet. B = børstemark. M = muslinger.

ART	STASJON							
	1		2		3		4	
	1991	1992	-91	-92	-91	-92	-91	-92
<i>Scoloplos armiger</i> (B)	93			1		45		
<i>Paraonis gracilis</i> (B)	384	631	4	1	36	72	5	
<i>Chaetozone setosa</i> (B)	138	120	4		6	27	3	
<i>Prionospio cirrifera</i> (B)	61	129	17	4	26	179	14	4
<i>Myriochele oculata</i> (B)	280	247	154	4	5	116	1	4
<i>Heteromastus filiformis</i> (B)	267	270	277	226	17	94	22	30
<i>Maldane sarsi</i> (B)	78	143	204	306	85	174		2
<i>Lumbrineris sp.</i> (B)	73	50	185	183	50	105	2	5
<i>Ceratocephale loveni</i> (B)	36	78	80	95	8	15		1
<i>Nephtys ciliata</i> (B)	14	16	5	4	6	6		6
<i>Aricidea sp. 1</i> (B)	2	3	22	30	26	14		1
<i>Nemertini indet.</i>	6	9	8	16	1	2		1
<i>Cossura sp.</i> (B)	4	26	2	1	2	8		
<i>Spiophanes krøyeri</i> (B)	1	1	3	2		1		7
<i>Terebellides stroemi</i> (B)	1		29	80	2	40	21	26
<i>Yoldiella lenticula</i> (M)	24						30	11
<i>Golfingia sp.</i>			13	19				
<i>Asychis biceps</i> (B)			12	12				
<i>Thyasira minuta</i> (M)			302		13	210	3	1
<i>Yoldiella lucida</i> (M)			43		49	1	25	4
<i>Praxilella affinis</i> (B)			40	42		23		
<i>Yoldiella nana</i> (M)			7		46	48	18	2
<i>Thyasira sp.</i> (M)				1	1		6	2
<i>Thyasira equalis</i> (M)						1	8	
<i>Kelliella miliaris</i> (M)							8	1
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (B)							1	8
<i>Fabriciinae sp. A</i> (B)								11

Den mest dominerende dyregruppen var **børstemarkene** med totalt 56 arter. Deretter fulgte **bløtdyrene** (hovedsaklig muslinger og snegl) med 20 arter, og **krepsdyrene** ble registrert med 14 arter, hvorav **amfipodene** opptrådte med 7. Foruten samlegruppen **nemertini**, ble det funnet én art innenfor hver av gruppene **protozoer**, **nesledyr**, **sipunkulider** og **pigghuder**.

I indre del av fjordsystemet (stasjon 1) var det relativt høyt antall av børstemarkene *Scoloplos armiger*, *Paraonis gracilis*, *Chaetozone setosa* og *Prionospio cirrifera*, mens *Myriochele oculata*,

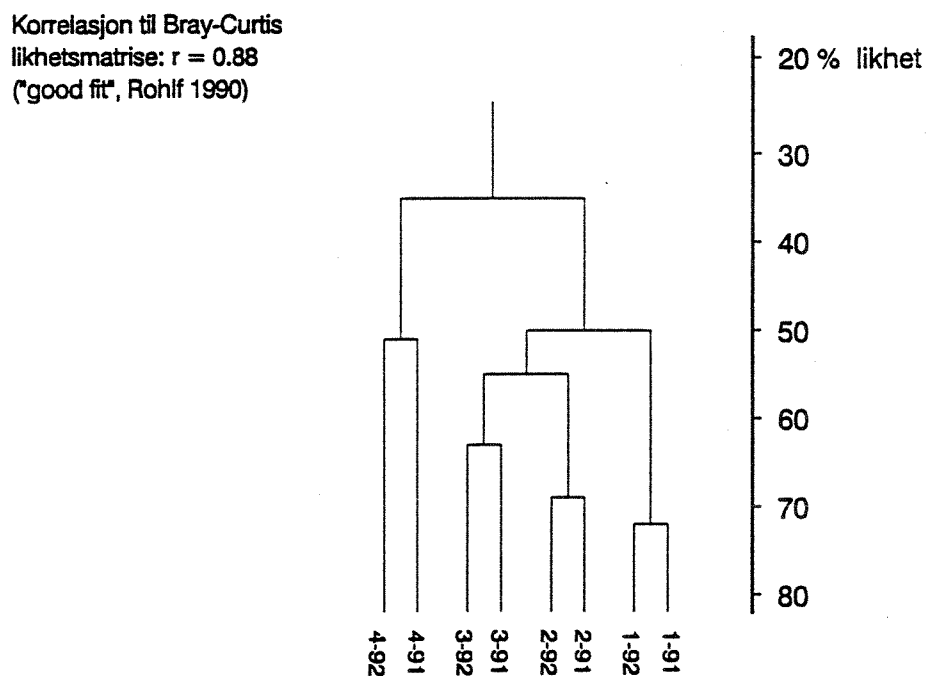
*Heteromastus filiformis*, *Maldane sarsi*, *Lumbrineris* sp. og *Ceratocephale loveni* opptrådte med forholdsvis høyt individantall i hele Holandsfjord. Disse artene var lite representert, eller manglet helt i Skarsfjord (stasjon 4).

Forøvrig er det interessant å merke seg at det ikke ble funnet skallbyggende organismer (muslinger og snegl) i indre del av Holandsfjord (stasjon 1) i 1993, og at det kun ble funnet 1 - 3 arter av amfipoder på hver stasjon med en tetthet på inntil femten individer. Mangelen på skallbyggende organismer indikerer at sedimentene innerst i fjorden inneholder mindre oksygen enn i andre deler av det undersøkte fjordsystemet. Dette fordi mer eller mindre anoxiske (oksygenfrie) forhold surgjør sedimentene, slik at eventuelle skallstrukturer ikke vil kunne dannes eller de vil tæres bort. Redusert oksygennivå i sedimentene kan skyldes sedimentering av finpartikulært materiale, slik at vannskiftningen mellom sedimenter og overliggende vann reduseres. Årsaken til fravær av muslinger og snegl kan også forklares ved at høy sedimenteringsrate av uorganiske partikler forstyrrer deres næringsopptak og respirasjon (Moore, 1977). Det antas dessuten at fravær av gravende muslinger reduserer bioturbasjonseffektene (omrøring), noe som sannsynligvis vil påvirke dyresamfunnets sammensetning.

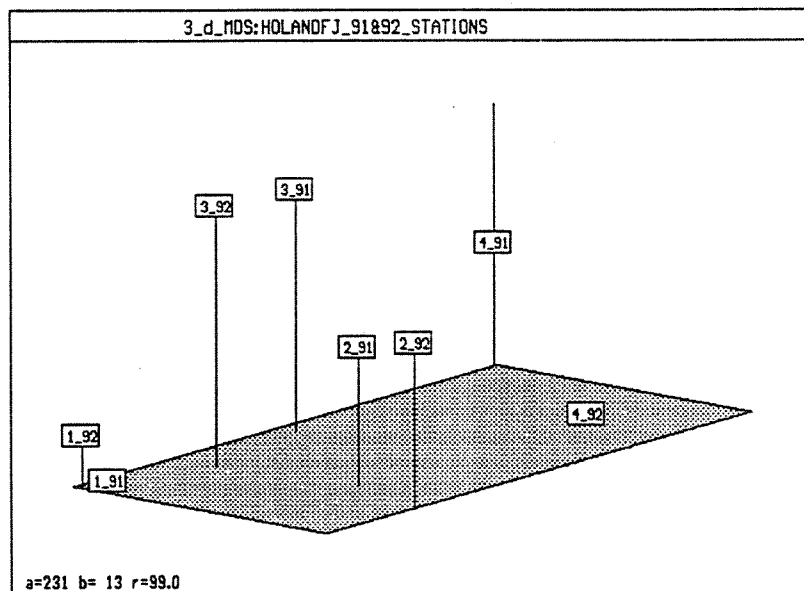
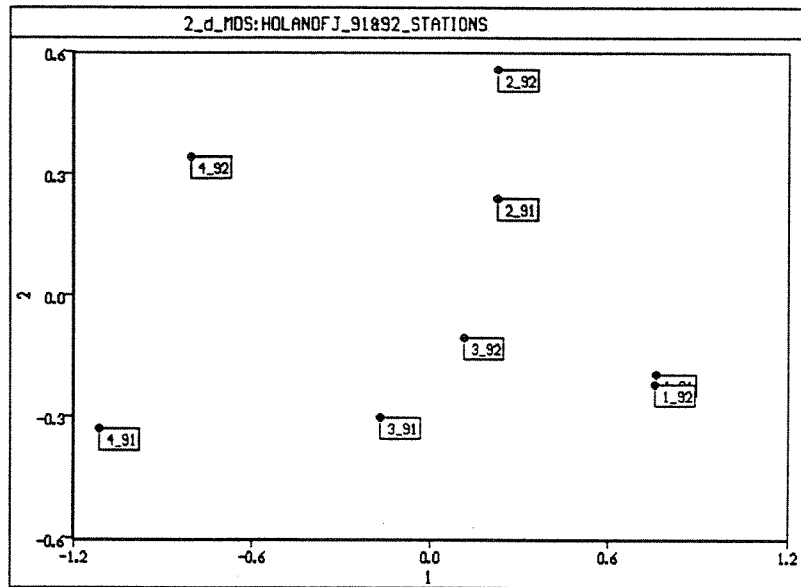
De mest dominerende dyregruppene i indre del av Holandsfjord var børstemark-arter som lever av organiske partikler i sedimentene (*Paraonis*, *Chaetozone*, *Prionospio*, *Heteromastus*). Forekomsten av disse artene avtok tydelig utover i fjordsystemet, mens forekomsten av gravende muslinger (filtrerende og sediment-etende) økte.

### Faunalikhet

Faunalikheten mellom stasjonene og mellom mulige grupper av stasjoner er beregnet ved hjelp av "cluster-analyser" som bygger på Bray-Curtis likhetsindeks (figur 6.3), samt multidimensjonal skalering (figur 6.4). De respektive Bray-Curtis indekser og "goodness og fit"-tester finnes i vedlegg 6.5.



**Figur 6.3.** Clusteranalyser basert på Bray-Curtis likhetsindeks. Indeksen (til høyre i figuren) gir et mål på faunalikhet mellom grupper av stasjoner. Stasjonsnumre og innsamlingsår er vist nederst i figuren. Stasjonenes lokalisering er vist i figur 6.1.



**Figur 6.4.** Multidimensjonal skalering (MDS). Stasjonsnummer og årstall for prøvetaking er vist i stasjons-symbolene. Avstandene mellom stasjonene visualiserer graden av faunalikhet/ulikhet mellom dem. Dess større avstand, dess større faunaforskjell. Den øverste figuren viser stasjonene i to dimensjoner ("stressfaktor" = 0.028, "fair goodness of fit", Rohlf, 1990), mens den nederste viser stasjonene i tre dimensjoner ("stressfaktor" = 0.00094, "perfect goodness of fit").



Begge likhetsanalysene viser at faunasamfunnet inne i fjordsystemet (stasjonene 1, 2 og 3) er noe avvikende i forhold til området utenfor (stasjon 4). To grupper av stasjoner synes altså å fremtre, én bestående av stasjon 4 for begge innsamlingsårene, og én gruppe bestående av de øvrige stasjonene. Det er omlag 35% likhet mellom disse to gruppene.

Blant gruppen av stasjoner i indre del av fjordsystemet (stasjonene 1, 2 og 3) står stasjonene 2 og 3 nærmest hverandre med en faunalikhet på omlag 55%. Den største forskjellen i fauna-sammensetning for hele undersøkelsesområdet synes dermed å foreligge mellom stasjon 4, som ligger ytterst i fjordsystemet, og stasjon 1, som ligger innerst i fjordsystemet. Dette fremgår også tydelig av resultatene fra den multidimensjonale skaleringen der det er størst avstand mellom disse to stasjonene.

## 7. LITTERATUR

- Baalsrud, K., 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Delprosjekt 4.5. Oksygen og næringsalter Ytre Oslofjord. Statlig program for forurensningsovervåkning, rap. 413/90. SFT/NIVA, Oslo, 84 s.
- Bokn, T., 1978. Klasser av fastsittende alger brukt som indikatorer på eutrofiering i estuarine marine vannmasser. Norsk Institutt for vannforskning, Årbok. s. 53-59.
- Bray, J.R. & J.T. Curtis, 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecol. Monogr., 27: 325-349.
- Clifford, H.T. and W. Stephenson, 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press. 229 pp.
- Connor, D.W., 1991. Norwegian fjords and Scottish sealochs: a comparative study. Joint Nature Conservation Committee Report, No. 12 (Marine Nature Conservation Review Report, No. MNCR/SR/18).
- Fredriksen, S. og J. Rueness, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Benthosalger i Ytre Oslofjord. (Overvåkingsrapport nr. 397/90) Delprosjekt 4.1. NIVA-rapport, l.nr. 2388. 63 s.
- Hagen, N.T., 1983. Destructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden, northern Norway. Sarsia. 68: 177-190.
- Hayward, P.J. and J.S. Ryland, (eds.), 1990. The marine fauna of the British isles and North-West Europe. Volume 1. Clarendon press, Oxford.
- Helland, A., K. Næs, og J. Skei, 1990. Undersøkelse av partikler i vannmassen, sedimentasjon og bunnsedimenter i svensk/norsk grensefarvann. Statlig program for forurensningsovervåkning, rap. 432/90, SFT/NIVA, Oslo, 117s.
- Hope, A.C.A., 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. J.R. Statist. Soc. Ser. B. 30: 82-598.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. Ecology, 53: 577-586.
- Jaasund, E., 1965. Aspects of the marine algal vegetation in North Norway. *Bot. gotoburg.* 4 :1-174.
- Kornfelt, R.-A., 1982. Relation between nitrogen and phosphorus content of macroalgal and the waters of Northern Öresund. *Botanica Marina* 25 :197-201.
- Kruskal, J.B. and M. Wish, 1978. Multidimensional scaling. Sage Publication, Beverly Hills, California.
- Magnell, J.-P., 1993. Ferskvannstilførsel til Glomfjord og Holandsfjord (1991 og 1992). Statkraft TT-notat, Miljø/002024. Oslo. 20 s.
- Molvær, J., J. Knutzen, B. Rygg og J. Skei, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981 - 82. Sammendragsrapport. NIVA-rapport 1614. 41 s.

- Molvær, J og J. Knutzen, 1987. Eutrofforhold i Glomfjord, Norge. S. 157 - 168 i Eutrofiering av havs- og kystområder. 22 Nordiska symposiet om vattenforskning, Langarvatn 1986-08-26-29. NORDFORSK, Miljøvårdsserien Publ. 1987: I. Helsingfors, 472 s.
- Molvær, J., B. Holte, J. Knutzen, K. Næs, S. Skreslet og A. Stigebrandt, 1991: Program for resipientundersøkelse av Glomfjord og Nordfjord - Holandsfjord. 8 s.+ to vedlegg. NIVA 12.2 1991. Oslo.
- Moore, P.G., 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15, 225-363.
- Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. *Havforskningsinst. Skr. Helsinki*, 238: 33-38.
- Næs, K., 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89. Delrapport 4: Sedimentasjon av organisk materiale og oksygenforbruk i dypvannet i Frier- og Breviksfjorden. Statlig program for forurensningsovervåking, rap. 464/91, SFT/NIVA, Oslo, 55s.
- Olsen, Y. & A. Jensen, 1989. Status for NTNFs program for eutrofieringsforskning. Programmets relevans til forskning og forvaltning i forbindelse med marin eutrofiering. ISBN 82-72224-299-0. 84 s.
- Pedersen, A., P.B. Wikander, E. Oug, og N.W. Green, 1989. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Virkninger på organismesamfunn langs kysten. NIVAs undersøkelser i november 1988. NIVA-rapport 2233, 182 s.
- Pedersen, A., T. Bakke og N.W. Green, 1990. Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Fastsittende alger og dyr 1983 - 1989. NIVA-rapport 2441, 152 s.
- Pedersen, A. og B. Rygg, 1990. Program for langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Del 1. Benthiske organismesamfunn. NIVA-notat O-89131, 33s.
- Robbins, I.J., 1985. Ascidian growth and survival at high inorganic particulate concentrations. *Mar. Poll. Bull.* 16, no.9, pp. 365-367.
- Rohlf, J. F., 1990. NTSYS-pc. Numerical taxonomy and multivariate analysis system. Dep. of Ecology and Evolution, State University of New York.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av næringsalter. *SFT-veiledning* nr. 9304.
- Rygg, B., 1984a. Bløtbunnsfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. NIVA rapport nr. OF-80612 I.
- Rygg, B., 1984b. Bløtbunnsfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA rapport nr. OF-80612 II.
- Sakshaug, E., S. Myklestad, K. Andersen, E. Nøst Hegseth and L. Jørgensen, 1981. Phytoplankton off the Møre coast in 1975-1976: Distribution, species composition, chemical composition and conditions for growth. In Sætre, R. and M. Mork (eds.): *The Norwegian Coastal Current. Proceedings from the Norwegian Coastal Current Symposium, Geilo, 9-12 Sept., 1980*, University of Bergen.

Shaw, K.M., P.J.D. Lamshead and H. M. Platt, 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with reference to nematodes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11. 195-202.

Skei, J., B. Rygg og K. Næs, 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984 - 85. Delrapport 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig program for forurensningsovervåkning, rap. 222/86, SFT/NIVA, Oslo.

Wassmann, P., 1983. Sedimentation of organic matter and inorganic particulate material in Lindåspollene, a stratified, landlocked fjord in western Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 237-248.

Wheeler, P.A. og B.R. Björnsäter, 1992. Seasonal fluctuations in tissue nitrogen and phosphorus, and N:P for five macroalgal species common to the Pacific northwest coast. *J. Phycol.* 28:1-6.

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2530-7