



# Statlig program for forurensningsovervåkning

## Rapport 478|91

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjoner

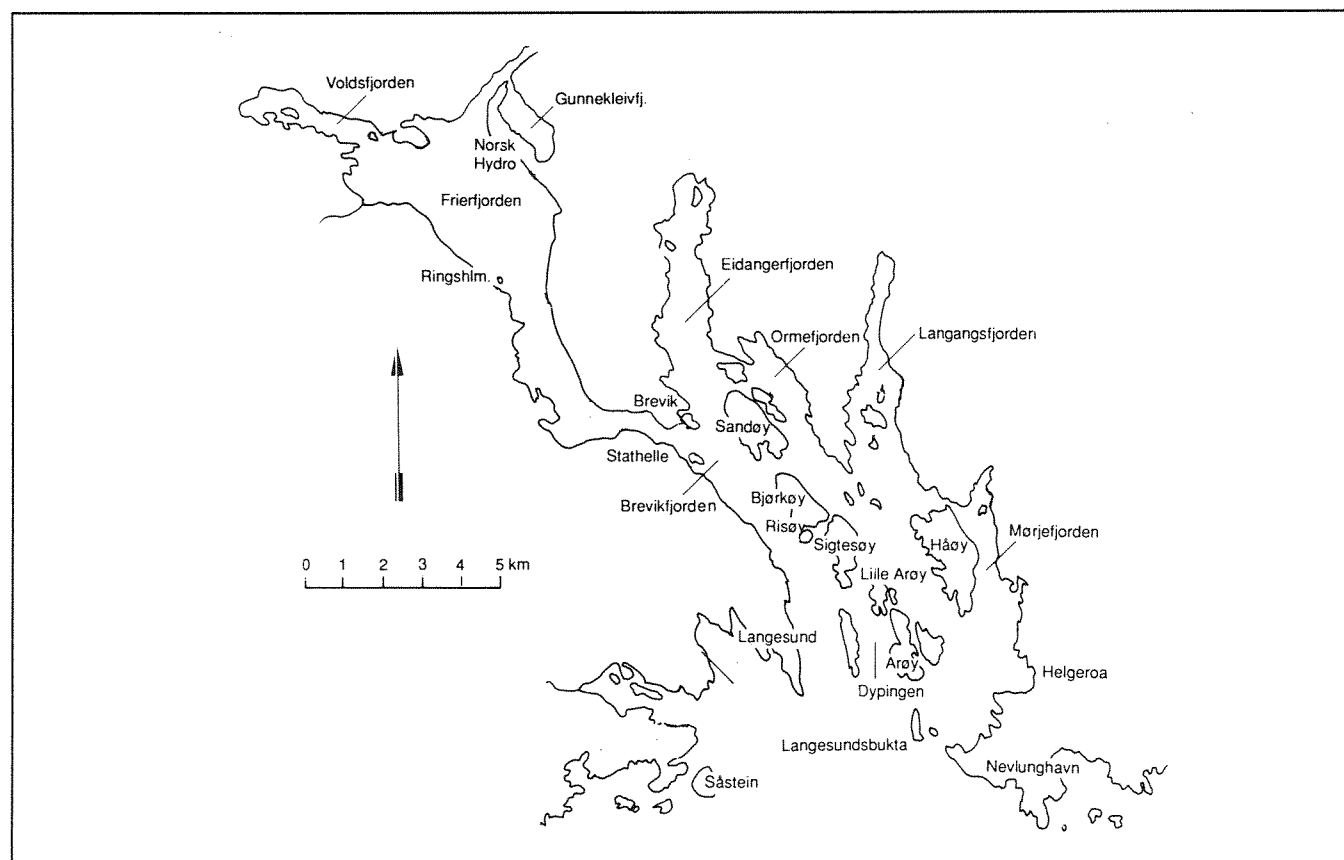
NIVA,  
Ancylus

## Undersøkelse av eutrofiering i **Grenlandsfjordene**

1988-89

### Delrapport 8:

### Modellberegninger av miljøeffekter i Håøyfjorden



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-800378	Undernr.:
Løpenr.: 2693	Begr. distrib.:

<b>Hovedkontor</b> Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	<b>Sørlandsavdelingen</b> Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	<b>Østlandsavdelingen</b> Flute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	<b>Vestlandsavdelingen</b> Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b> Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	---	--	--

<b>Rapportens tittel:</b> Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89 Delrapport 8 Modellberegninger av miljøeffekter i Håøyfjorden	<b>Dato:</b> 20/11-91 <b>Trykket:</b> NIVA 1991
<b>Forfatter(e):</b> Anders Stigebrandt, Ancylus Jarle Molvær, NIVA	<b>Faggruppe:</b> Marinøkologi
	<b>Geografisk område:</b> Telemark
	<b>Antall sider:</b> 56 <b>Opplag:</b> 135

<b>Oppdragsgiver:</b> Statens forurensningstilsyn (SFT) (Overvåkingsrapport nr. 478/91. TA 813/91).	<b>Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):</b>
---	---

## Ekstrakt:

Det er anvendt en matematisk modell for Grenlandsfjordene som beskriver hvordan mengden av planteplankton og siktedyp i overflatelaget, samt oksygenforhold i dypvannet påvirkes av utslipp av fosfor og oppløst og partikulært organisk materiale. Modellen er oppbygget av generelle beskrivelser av fysiske og biokjemiske prosesser. Noen få konstanter er kalibrert mot måledata fra fjordområdet.

Tilførselen av fosfor fra Frierfjorden via Langesundsfjorden til Håøyfjorden er i hovedsak som fosfat og bundet til brakkvannsplankton, i tillegg til en viss import fra kystvannet. Effekten av denne fosfortilførselen er forholdsvis liten mht. midlere siktedyp og sedimentering av organisk materiale i dypvannet i en gjennomsnittssituasjon. Reduksjon av fosfortilførselen kan imidlertid halvere planktonkonsentrasjonen under store oppblomstringer og dermed gi vesentlig bedre siktedyp i slike situasjoner. Redusert tilførsel av oppløst farget materiale gjennom brakkvann fra Frierfjorden vil også klart forbedre siktedypet. På den annen side vil større siktedyp medføre noe forverring av oksygenforholdene i dypvannet pga. økt konsentrasjon av planteplankton omkring fjordens terskeldyp.

4 emneord, norske

1. Overvåking
2. Håøyfjorden
3. Vannkvalitetsmodell
4. Næringssalter

4 emneord, engelske

1. Monitoring
2. Håøyfjord
3. Water quality model
4. Nutrients

Prosjektleder

  
Jarle Molvær

For administrasjonen

  
Torgeir Bakke

ISBN 82-577 -2043-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
OSLO

O-800378

UNDERSØKELSE AV EUTROFIERING I GRENLANDSFJORDENE 1988-89

DELRAPPORT 8

MODELLBEREGNINGER AV MILJØEFFEKTER I HÅØYFJORDEN

Gøteborg/Oslo, 20/11 1991

Anders Stigebrandt, Ancylus  
Jarle Molvær, NIVA

## FORORD

Foreliggende rapport inngår i en undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene, som er en del av den tiltaksorienterte overvåking av dette fjordområdet. Overvåkingen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av den lokale industrien (Hydro Porsgrunn, Hydro Rafnes, Elkem PEA A/S, Union A/S, Statoil) og SFT. Deler av eutrofiundersøkelsen er også finansiert av NIVAs egne forskningsmidler.

Prosjektet startet vinteren 1988 etter inngående drøftelser i Kontaktutvalget for overvåking av Grenlandsfjordene og Skienselva. Prøveinnsamlingen ble avsluttet høsten 1989.

Prosjektet er todelt, og omfatter både utvikling av en dose-respons modell, og feltundersøkelser som skal ajourføre kunnskapen om tilstanden i fjordområdet og gi datainput til modellen. Prosjektet har således omfattet undersøkelser av :

- Forurensningstilførsler (rapportert 1989)
- Vannutskiftning i fjordene (rapportert 1991)
- Biomasse og suspendert stoff i overflatelaget (rapportert 1991)
- Næringssalter og begrensende faktorer for algevekst (rapportert 1991)
- Gruntvannssamfunn (rapportert 1991)
- Organisk belastning og oksygenforhold i dypvannet (rapportert 1991)
- Bløtbunnsfauna i Håøyfjorden (rapportert 1989)
- Siktedyp og optiske størrelser i Skienselva (rapportert 1991)

Utvikling av dose-responsmodeller omfatter utvikling av modeller for næringssaltkonsentrasjon, siktedyp og oksygenforhold i Frierfjorden, Langesund -Eidangerfjorden, Ormefjorden og Håøyfjorden. Den foreliggende rapport omhandler Håøyfjorden basert på beregningsresultatene fra en modell for tilstanden i samtlige fjorder i Grenland.

I tillegg vil det bli utarbeidet en konklusjonsrapport med en sammenfattende vurdering eutrofitilstanden, og med anbefalinger om tiltak/prediksjon av effekter.

Professor Anders Stigebrandt, Gøteborg, har forestått utarbeidelse av modellen. Jarle Molvær, NIVA, har hatt ansvar for innsamling og tilrettelegging av data for kalibrering av modellen, samt prosjektledelse. Ved NIVA har fagassistente Unni Efraimsen og Frank Kjellberg hatt ansvar for oppfølging av lokalt feltarbeid, primær databearbeidelse og datapunching.

## INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD .....	1
KONKLUSJONER .....	3
1. INNLEDNING .....	5
2. BESKRIVELSE AV HÅØYFJORDEN .....	7
2.1 Bakgrunnsdata .....	7
2.2 Oseanografiske forhold .....	9
3. MODELLBEREGNINGER .....	13
3.1 Bruk av data for initialtilstand og drivning av modellen .....	13
3.2 Simulering av nåværende forhold .....	16
4. SIMULERING AV FORHOLDENE MED REDUSERTE UTSLIPP TIL FRIERFJORDEN	22
4.1 Forutsetninger .....	22
4.2 Resultat .....	22
5. KONKLUSJONER .....	26
6. REFERANSER .....	28
7. FIGURER TIL KAPITTEL 2 OG 3 .....	29
APPENDIKS: Grenlandsfjordmodellen .....	47

## KONKLUSJONER

1) Modellen synes å beskrive fysisk sirkulasjon og biokjemisk omsetning i hele vannsøylen på en tilfredsstillende måte. Saltholdighet, temperatur og de fleste av øvrige tilstandsvariabler er tilfredsstillende simulert. Konsentrasjonene av marint plankton er høyere enn hva som ble observert. Dette skyldes trolig manglende eller altfor glisne observasjoner i tid og rom og/eller at modellen ikke inkluderer beiting på planteplankton.

2) Fosforbudsjettet for perioden 10 mars - 24 september 1988 viser en stor import av uorganisk fosfor (fosfat) fra Langesundsfjorden, men også endel fra Langesundsbukta.

Fosfor bundet til brakkvannsplankton importeres hovedsakelig fra Langesundsfjorden og eksporten går til Langesundsbukta. Pga. lav synkehastighet er det bare en liten del av brakkvannsplanktonet som synker ned i Håøyfjordens dypvann.

Det er stor nettoproduksjon av marint plankton i fjorden. Eksporten går til Langesundsfjorden, Ormefjorden og Langesundsbukta samt til fjordens eget dypvann.

3) Tilførselen av fosfor via Langesundsfjorden betyr forholdsvis lite både for midlere siktedyp og for fluksen av marint organisk materiale ned i bassengvannet. Fosfortilførselen synes imidlertid å være begrensende for produksjonen av plankton i overflatelaget. En minskning av fosfortilførselen kan derfor vesentlig forbedre minimale siktedyp som opptrer ved intense planktonblomstringer i overflatelaget slik at f.eks. en halvering av fosfortilførselen til Frierfjorden vil omtrent halvere den maksimale planktonkonsentrasjonen i overflatelaget. Dette vil ha størst betydning i områder hvor brakkvannet kan bli liggende i lengre perioder slik at maksimale blomstringer kan utvikles.

4) En reduksjon av tilførselen av farvet oppløst organisk materiale vil gi klart forbedret siktedyp. Et økt siktedyp vil gi opphav til uforandret eller en noe redusert konsentrasjon av marint plankton i 5-15 m dyp i det intermediære laget.

5) Modellsimuleringene viser at en forbedring av vannkvaliteten i overflatelaget (større siktedyp) vil medføre noe forverring av vannkvaliteten (oksygenforholdene) i bassengvannet. Dette kan skyldes at økt plantekonsentrasjon dypere enn 15 m gir opphav til en økt vertikal fluks av organisk materiale ned i terskelbassenget.

6) Erfaringene med modellen viser klart at det er meget viktig å ha tilgang til data med god nøyaktighet og dekning for drivning og test av modellen. Fra arbeidet med modellen kan vi konkludere at stor usikkerhet knytter seg til nedbrytingsrater, kjemisk sammensetning og optiske egenskaper av antropogent partikulært og oppløst materiale. Det er også usikkerhet omkring konsentrasjonene av planteplankton og hvor mye beiting påvirker disse.

## 1. INNLEDNING.

En målsetting med prosjektet "Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene" er å beskrive sammenheng mellom næringssaltutslipp til Frierfjorden og eutrofiering både i Frierfjorden og i fjordområdet utenfor Brevik. Spesielt skal beskrives sammenheng mellom tilførsel av næringssalter og siktedyp og klorofyll a i overflatelaget respektive oksygenforhold i dypvannet. Eksporten av næringssalter til kystvannet skal også kvantifiseres.

For hver av hovedbassengene i Grenlandsfjordene blir det utgitt en separat rapport. Frierfjorden og den brukte matematiske grunnmodellen er beskrevet i delrapport 2. Langesundsfjorden - Brevikfjorden - Eidangerfjorden er beskrevet i delrapport 6 og Ormefjorden i delrapport 7. Håøyfjorden, som er beskrevet i denne rapporten, inkluderer Langangsfjorden, Mørjefjorden og Helgerofjorden.

Til beregningene har vi brukt en modell som beregner forholdene i alle fjordbasseng i Grenlandsfjordene til samme tid. Modellen er oppbygget av sammenkoblede modeller av samme type (grunnmodellen) som ble brukt for Frierfjorden. Grunnmodellen og det som er spesielt for den koblede modellen er beskrevet i Appendiks til denne rapporten.

For hver enkelt delrapport blir de oseanografiske forholdene beskrevet med hovedvekt på forholdene under intensivundersøkelsen i april - august 1988. Denne ble gjennomført for å innhente data til modellutviklingen og en tilstandsbeskrivelse for fjordområdet under intensivundersøkelsen presenteres i kap. 2.2.3. Resultatene fra modellberegningene av forholdene i 1988 samt sammenligninger med observerte forhold (modelltest) er presentert i kap. 3. I kap. 4 presenteres beregninger av fremtidige forhold i fjordområdet etter det at ulike begrensninger er foretatt av utslippene til Frierfjorden. Rapporten avsluttes med konklusjoner i kap. 5.



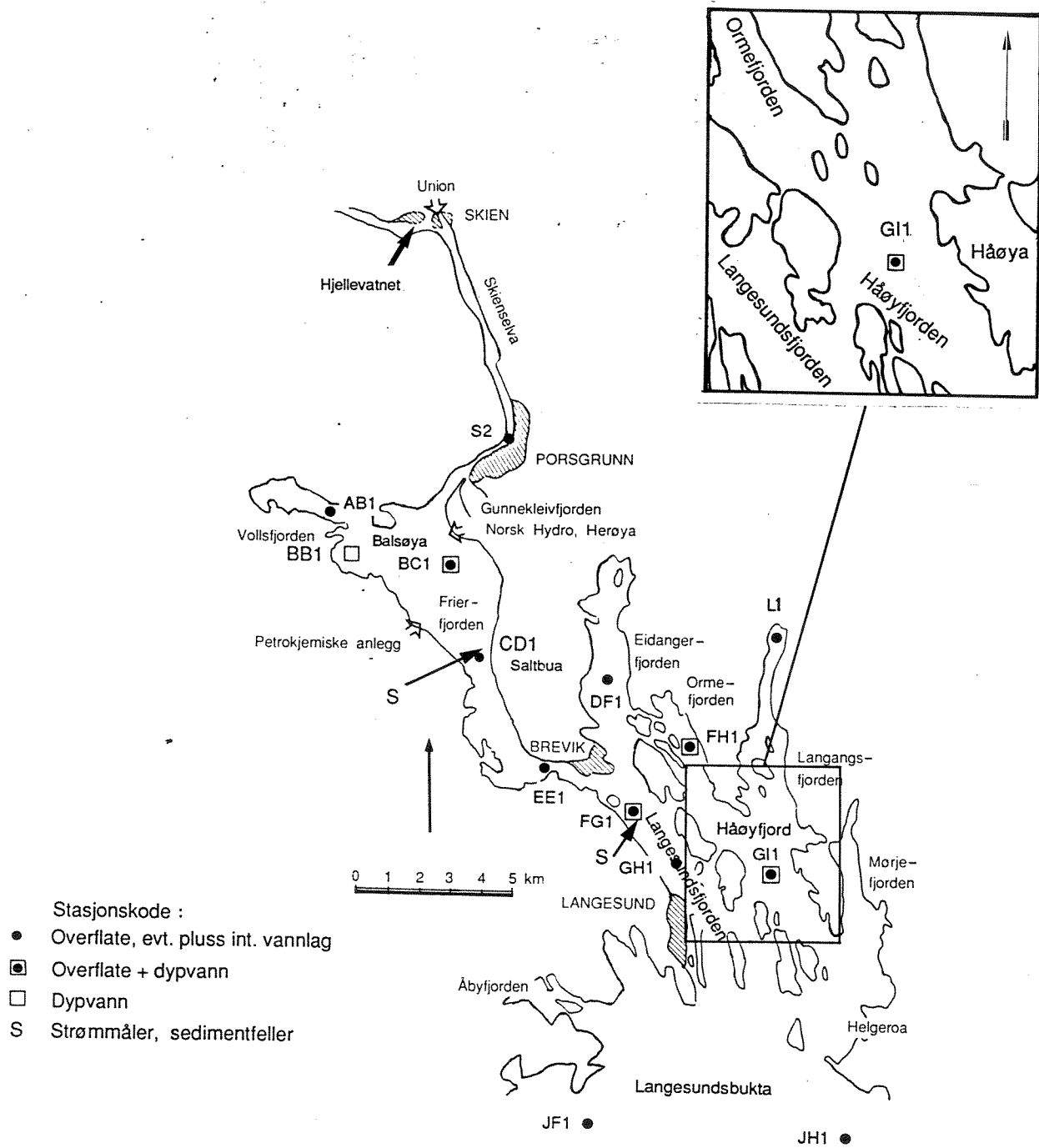


Fig. 2.1 Kart over Grenlandsfjordene med innregnede prøvetakingsstasjoner.

## 2. BESKRIVELSE AV HÅØYFJORDEN.

### 2.1 Bakgrunnsdata.

Fjordområdet areal og volum (inkl. Langangsfjorden, Mørjefjorden og Helgerofjorden) i ulike dyp er gitt i Tabell 2.1. Over terskeldypet har området god forbindelse med Langesundsbukta (sund 6), se kart i Fig. 2.1 og Tabell 2.2. Fjordområdet har også forbindelse med Langesundsfjorden (sund 4) og Ormefjorden (sund 5).

Tabell 2.1 Håøyfjordens areal og volumforhold i ulike dyp.

dyp (m)	areal (km <sup>2</sup> )	volum (km <sup>3</sup> )
0	22.95	0.930
10	17.14	0.730
25	12.37	0.510
50	6.27	0.283
75	3.65	0.165
100	2.40	0.090
125	1.35	0.043
150	0.60	0.020
175	0.38	0.0079
200	0.18	0.00072
208	0	0

Tilførselen av ferskvann er helt dominert av tilførselen fra Skienselva (ca. 60 - 1000 m<sup>3</sup>/s) via Frierfjorden og Breviksundet. En mere detaljert beskrivelse av topografi og ferskvannsavrenning finner en i Molvær og Stigebrandt (1991). Dominerende mengder av næringsalter fra avrenning fra land og industri kommer også fra Frierfjorden og de lokale bidrag er svært små sammenlignet med disse, se Ibrek og Gulbrandsen (1989).

Tabell 2.2 Terskeldyp, bredde ved havoverflaten og areal av sundene til Håøyfjorden.

sund (nr)	terskeldyp (m)	bredde ved havoverfl. (m)	areal (m <sup>2</sup> )
4	29	350	6660
5	26	500	4950
6	34	1000	17460

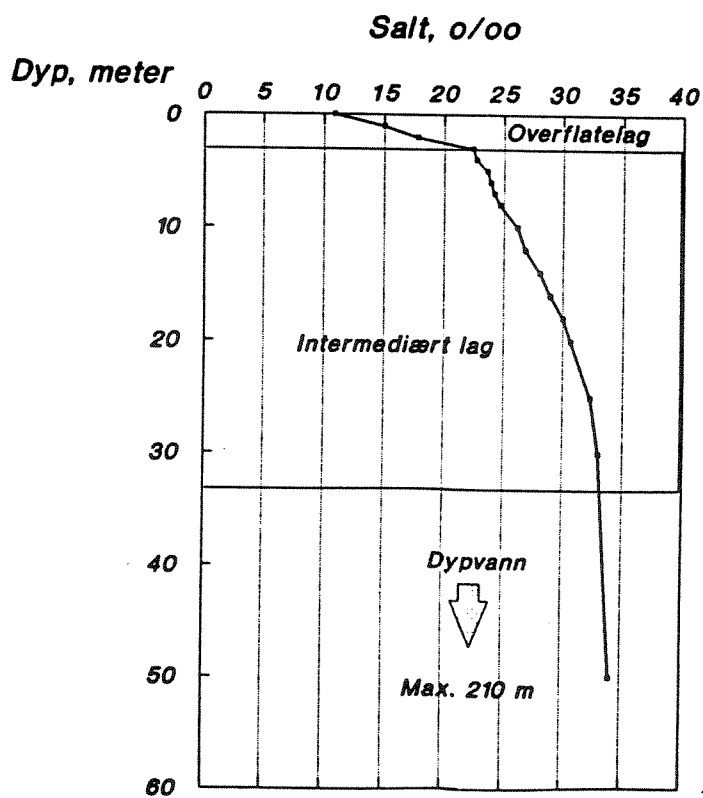


Fig. 2.2 Håøyfjordens vannmasser - prinsippskisse.

## 2.2 Oseanografiske forhold.

### 2.2.1 Lagdeling og vannmasser.

En kan dele opp Håøyfjordens vann i tre forskjellige vannmasser, se Fig. 2.2. Nærmest havoverflaten er et brakkvannslag. Den ofte store ferskvannstilførselen fra Skienselva danner et brakkvannslag av varierende tykkelse og saltholdighet i alle Grenlandsfjordene. I Håøyfjorden er laget vanligvis 2-3 m tykt og med saltholdighet i intervallet 6-30 (psu), med ca 15 som gjennomsnitt. Brakkvannslaget inneholder ofte høye konsentrasjoner av næringssalter, spesielt nitrogenforbindelser, fra utslippene til Frierfjorden. Laget er noe misfarvet av utslipp av oppløst og partikulært materiale til Frierfjorden, men langt mindre enn i Frierfjorden.

Under brakkvannslaget og ned til straks under terskeldypet mot Langesundsbukta finner en det intermediære laget. Dette laget ventileres effektivt gjennom fluktuasjoner i tetthetsfeltet i Langesundsbukta og oppholdstiden er anslått til å være av størrelsesorden 8 dager (se Molvær og Stigebrandt, 1991). Dette stemmer godt med beregningsresultat presenterte i denne rapporten (kap. 3.2.1).

Under terskeldypet mot Langesundsbukta finner en basseng- eller dypvannet. I Molvær & Stigebrandt (1991) ble oppholdstiden for Håøyfjordens dypvann anslått til 1-2 år. Oksygenforholdene under ca. 110 m dyp var kritiske i 1988-89.

### 2.2.2 Tidligere undersøkelser.

Utenom denne undersøkelsen finnes det meget få data som beskriver tidligere forhold. I forbindelse med undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk, ble det i 1973-74 utført en del hydrokjemiske målinger i Langangsfjorden og Håøyfjorden. Undersøkelsen omfattet tette målinger av temperatur, saltholdighet, oksygen, næringssalter, klorofyll a og vekstpotensial i overflatelaget, samt sjeldnere målinger i dypvannet.

Bare deler av materialet er publisert (Nilsen et al., 1974). Resultatene viste en markert påvirkning av næringsrikt brakkvann fra Frierfjorden, og dermed et meget høyt algevekstpotensial. Nitrogen fantes i overskudd, men fosfor i noen tilfeller var begrensende for algevekstpotensialet. I flere tilfeller fant man at algeveksten var begrenset av mangel på andre stoffer, eller av direkte veksthemmende komponenter i vannet.

Oksygeninnholdet i Håøyfjordens dypvann var meget lavt ( $<1 \text{ ml O}_2/\text{l}$ ) vinteren 1974, men en dypvannsfornyelse om våren bedret forholdene vesentlig ( $>5 \text{ mlO}_2/\text{l}$ ).

Under overvåkingen av miljøforholdene i Grenlandsfjordene i 1977-82 ble det 2-4 ganger årlig tatt prøver av næringssalter i overflate-laget. Resultatene ble rapportert i de årlige overvåkingsrapportene, og også omtalt i rapport 5 (Källqvist, 1991) i denne undersøkelsen.

### 2.2.3 Undersøkelsene i 1988

#### 2.2.3.1 Måleprogram.

I tidsrommet 24 april - 24 august 1988 utførte NIVA omtrent ukentlig målinger i og utenfor Grenlandsfjordene, se Fig. 2.1. I tillegg ble det utført målinger hver måned i terskelbassengene og i nedre del av Skienselva. Følgende tilstandsvariabler ble målt ved ukemålingene: salinitet, temperatur, tot-P,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , tot-N,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , klorofyll a og siktedyp. For å få en god beskrivelse av forholdene i overflate-laget og i det intermediære laget ble saltholdighet og temperatur målt med såkalt salinoterm i hver meter ned til 10 m og i annenhver meter deretter ned til 20 m. Deretter var måletettheten 5 m ned til terskel-dypet. De øvrige tilstandsvariablene ble målt i 0-2, 8 og 20 m dyp, se Källqvist (1990). Ved målingene hver måned i terskelbassengene ble det i Håøyfjorden tatt vannprøver fra 50, 75, 100, 150 og 200 m dyp. Disse ble analysert mht. saltholdighet, temperatur og oksygen. De øvrige tilstandsvariablene ble bestemt for 50, 150 og 200 m dyp.

De oseanografiske målinger som ble foretatt i og utenfor fjordsystemet

skal brukes på to måter. Målingene i Langesundsbukta skal brukes for å beregne transporter mellom kystvannet og fjordene. Målingene inne i fjordsystemet skal brukes for å teste modellen. Bl.a. for å få med en større dypvannsutskiftning som skjedde i midten av april velger vi å simulere perioden 10 mars - 24 september 1988. Denne perioden, som slik strekker seg utenfor det ukentlige måleprogrammet, vil vi i det følgende benevne testperioden.

#### 2.2.3.2 Forhold i og resultater fra Håøyfjorden.

Saltholdighetsobservasjonene (Fig. 3.4a) viser et markert sprangsjikt på 2-3 m dyp. I brakkvannslaget er saltholdigheten som lavest i forbindelse med flom i Skienselva, se Molvær & Stigebrandt (1991). I det intermediære laget var det innstrømning av saltere og derved tyngre vann i månedsskiftet april - mai, i senere del av mai og i slutten av juni. Flere innstrømninger av vann med forholdsvis lav saltholdighet (overflatevann fra Skagerrak) forekom i perioden. Det innstrømmende vannet i begynnelsen av juli var forholdsvis varmt og opptrer som en meget markert temperaturfront (Fig. 3.5a).

Det var høye konsentrasjoner av nitrat (Fig. 3.9a) i overflatelaget under stort sett hele perioden, med minimum i slutten av august. Det var høy ammoniumkonsentrasjon (Fig. 3.10a) i overflatelaget fram til slutten av mai og fra midten av august. I det intermediære laget avvek en høy konsentrasjon i slutten av juni fra det normale.

Fosfatkonsentrasjonene var lave i overflatelaget fra slutten av mars og til slutten av testperioden (Fig. 3.6a). Det var relativt høye konsentrasjoner i det intermediære laget i forbindelse med innstrømmingene av tyngre vann i slutten av april og i slutten av mai.

Klorofyllmålingene, presentert i Fig. 3.7a, viser maksimum under overflatelaget i slutten av april og fra slutten av mai og et stykke ut i juni. I overflatelaget opptrådte maksima i begynnelsen av juni, i begynnelsen og slutten av juli samt i første halvdel av september. For en diskusjon av hvilke arter som blomstret, se Källqvist (1990).

Oppstrømningen av tyngre vann ved kysten i midten og slutten av april, se Fig. 3.1, medførte at bassengvannet i Håøyfjorden ned till drøyt

100 m dyp ble delvis utskiftet med nytt friskt vann utenfra. Dette er tydelig i plottet for oksygenmetning (Fig. 3.15a). Fra 150 m dyp og nedover er det høye konsentrasjoner av fosfat (Fig. 16a) og nitrat (Fig. 3. 17a). NP-forholdet er her i området 3-4, noe som indikerer at denitrifikasjon er en aktiv og betydningsfull prosess i Håøyfjordens dypvann.

### 3. MODELBEREGNINGER

Grunnmodellen og det som er spesielt for den koplede modellen er beskrevet i Appendix til denne rapporten. Modellen har simulert dels utslippsforholdene i 1988 og dels forhold med reduserte utslipp. Vi starter med å kort beskrive hvordan modellen er drevet av ytre forhold. Deretter presenteres modellresultatene for utslippsforholdene i 1988. I kap. 4 presenteres modellresultatene for simuleringer med reduserte utslipp.

#### 3.1 Bruk av data for initialtilstand og drivning av modellen.

De initiale vertikale fordelingene av tilstandsvariablene i vannsøylen i Håøyfjorden er tatt fra målingene 10 mars som er startdag for simuleringene (testperioden). Initialverdiene av tilstandsvariablene i bunnsedimentet er stort sett ukjente. I modellen finnes to typer organisk materiale på og i bunnsedimentet. Dels lett nedbrytbar fersk marint organisk materiale (plankton) og dels tungt nedbrytbar ikke-marint materiale med en antatt halveringstid på titalls år, se Stigebrandt & Molvær (1990). I reelle bunnsediment finnes i tillegg til disse fraksjoner også organisk materiale med mye lengre halveringstid. Materiale med lang halveringstid blir anrikt i bunnsedimentet slik at sammensetningen av organisk materiale i bunnsedimentet blir annerledes enn sammensetningen av nedsynkende organisk materiale. Totale mengden organisk materiale i Grenlandsfjordene ble bestemt av Næs og Oug (1991). C/N-verdien i øverste 0-2 cm avtok fra Frierfjorden til Langesundsbukta, noe som indikerer minskende bidrag fra terrestrisk materiale utover fjordsystemet. Håøyfjorden hadde en lavere C/N-verdi enn Langesundsfjorden, noe som tyder på en mindre terrestrisk påvirkning i Håøyfjorden enn i Langesundsfjorden.

Initiale konsentrasjonen av ikke-marint organisk materiale i bunnsedimentet med halveringstid på titalls år er ved modellberegningene vilkårlig satt lik  $100 \text{ g C m}^{-2}$ . Konsentrasjonen av ferskt dødt samt levende marint organisk materiale i bunnsedimentet er satt lik henholdsvis 7 og  $1 \text{ g C m}^{-2}$ .



Modellen er dreven av døgnmiddel av observerte meteorologiske forhold ved Langøytangen fyr og av observert ferskvanns- og næringssalttilførsel fra land, se delrapport 2 om Frierfjorden (Stigebrandt og Molvær, 1990). Nytt for denne modellsimulering (sammenlignet med den i delrapport 2) er at vi nå bruker de oppgitte daglige utslippene av nitrat, ammonium og fosfat fra Hydro Porsgrunn. Vi har også endret utslippet av nitrat fra Skiensvassdraget fra 2300 til 2800 tonn/år, noe som tilsvarer målt midlere konsentrasjon på ca 250 µg/l på stn. S2 i 1988.

Frierfjordmodellen ble dreven av observerte forhold i Langesundsfjorden. Foreliggende koplede modell er drevet av de observerte forhold på stasjon JH1 i Langesundsbukta, se Fig. 3.1 - 3.3. Ved de ukentlige observasjonene ble samtlige variabler unntatt salinitet og temperatur bare observert ned til 20 m dyp (målinger burde ha blitt tatt ned til terskeldypet 50 m). Dette gjelder således også klorofyll, som brukes for å beregne konsentrasjonene av marint plankton. Vi har derfor vært nødt å anta konsentrasjonene i dypintervallet 20 - 50 m. Dette innebærer selvfølgelig økt usikkerhet i beregningsresultatene. Observasjonene var glisne før og etter intensivperioden (21 april - 24 august) og vi fikk derfor ingen representative observasjoner av bl.a. våroppblomstringen. For konsentrasjonene i kystvannet under 20 m har vi derfor tilpasset en profil for vertikale fordelingen av marint plankton slik at profilet går gjennom den målte verdien Chl(20) på 20 m, jf. Aure & Stigebrandt (1990). Målt som klorofyll, Chl [µg/l], er fordelingen under 20 m dyp beskrevet av eksponentialfunksjonen  $Chl = Chl(20)e^{-(z-20)/50}$ , hvor z er dypet. For trefiber og brakkvannsplankton har vi satt konsentrasjonene i Langesundsbukta lik null. For oksygen, som ikke ble målt i Langesundsbukta, har vi satt konsentrasjonen lik metningsverdien i vannsøylen over 30 m og 85% av metningsverdien dypere ned.

Modellen er meget følsom for ekstreme saltholdigheter over terskeldypet utenfor fjorden. Ved målefeil som gir altfor høye saltholdigheter blir beregnet innstrømming av dypvann større enn observert og omvendt. Systematiske målefeil i saltprofilene Langesundsbukta vil derfor kunne gi en helt annen beregnet vannutskiftning i bassengvannet enn den som blir observert. Fordi modellen skulle gi

riktig innstrømning til dypvannet måtte vi redusere terskeldypet i sund 6 fra 34 til 26 m. På denne måten forhindrer vi at altfor salt og tungt vann strømmer inn i fjorden. Dette viser at man må være meget nøye ved måling av saltholdigheten. En feil på noen tiendels psu i saltholdighet vil være allvorlig. Såkalt TS-sonde bør derfor ikke brukes i fremtidige målinger. Isteden bør en bruke en god og kalibrert såkalt CTD-sonde.

### 3.2 Simulering av forholdene i 1988.

For å forenkle en sammenligning presenterer vi modellresultatene og den målte tilstanden i isopletdiagrammer for hver enkelt variabel på samme side (i kap. 7). Vi vil dels presentere fordelinger i tiden for intervallet 0-22m (overflatelag og øvre intermediært lag) og dels fordelinger for hele vannmassen. For konstruksjon av isopletdiagrammer av modellresultatene har vi brukt beregnede data for annenhver dag og med høy vertikal oppløsning. Isopletdiagrammene for den målte tilstanden er basert på, unntatt salinitet og temperatur ned til terskeldyp, bare noen få målepunkter i hver vertikal. I de øvre vannlag er vertikale tatt ukentlig og i terskelbassengene med ca. 1 måneds mellomrom. Dette kan være årsak til endel avvik mellom observerte og beregnede tilstand.

#### 3.2.1 Overflatelag og øvre intermediære lag.

Fig. 3.4 og 3.5 viser observert og beregnet saltholdighet og temperatur i 0-22 m i Håøyfjorden. Det er store likhetstrekk mellom beregnede og observerte felt. Det beregnede sprangsjiktet på 1-3 m dyp er skarpere enn det observerte. Dette skyldes hovedsakelig at blandingen simuleres på en forenklet måte i modellen.

Midlere vannutskiftning gjennom sundene er vist i Tabell 3.1.

Isopletdiagram av strømhastighet i de ulike sundene er vist i Fig. 3.11 og 3.12. En kan notere at det som oftest er innstrømming av brakkvann fra Langesundsfjorden i de øverste metrene i sund 4. Denne strømmen transporterer store mengder av næringssalter inn i Håøyfjorden.

Midlere innstrømming av kystvann til Håøyfjorden, gjennom sund 6, er beregnet å være ca.  $460 \text{ m}^3/\text{s}$ . Hvis det korrekte terskeldypet blir brukt ved modellsimuleringene, se diskusjonen sist i kap. 3.1, får en ca  $570 \text{ m}^3/\text{s}$ . Basert på denne vannutskiftningsraten er midlere oppholdstid for vannet over terskeldypet i Håøyfjorden ca 10 dager, jmf. Molvær og Stigebrandt (1991). Hvis en også tar hensyn til vannutskiftningen gjennom sund 4 blir oppholdstiden ca. 7 dager.

Midlere oppholdstid for overflatelaget, 0 - ca. 3 m, er formodentlig kortere enn for det intermediære vannet siden det er en gjennomstrømning av brakkvann. Oppholdstiden for overflatelaget er trolig følsom for vindretningen. Spesielt ved vind fra syd kan overflatelaget sannsynligvis bli liggende lengre tider i indre deler av fjordområdet.

Tabell 3.1 Midlere vannutveksling ( $m^3/s$ ) gjennom sundene 4, 5 og 6.

Sund 4 er forbindelsen med Langesundsfjorden, sund 5 med Ormefjorden og sund 6 med Langesundsbukta. Utstrømning fra Håøyfjorden er betegnet negativ.

	sund 4	sund 5	sund 6	Sum
Inn	303	107	461	871
Ut	-184	-99	-588	-871
Netto	119	8	-127	0

Fig. 3.6 viser observert og beregnet fosfatkonsentrasjon. Det er generelt godt samsvar mellom beregnede og observerte verdier.

Fig. 3.8a og b viser beregnet klorofyll i marint plankton og i brakkvannsplankton og Fig. 3.7b viser summen av disse. For brakkvannslaget viser observert klorofyll (Fig. 3.7a) maksima i slutten av april, slutten av mai, begynnelsen og slutten av juli samt også i september. Beregnet klorofyll (Fig. 3.7b) viser ikke maksima i slutten av mai og slutten av juli. Under brakkvannslaget og ned til 20 m dyp beregner modellen seks maksima; i midten og slutten av april, i senere delen av mai, juni og juli og i begynnelsen av september. Noen av disse stemmer temmelig bra med målingene mens andre ikke ble observert. Modellen gir sannsynligvis altfor høye planktonkonsentrasjoner. En interessant forskjell mellom blomstringene i modellen er at noen ser ut å være hovedsakelig lokal og noen ser ut å være stort sett importert. Den lokale karakteren av en blomstring viser seg gjennom at det samtidig er stor overmetning med oksygen (Fig. 3.8c). Blomstringen med maksimum i begynnelsen av september ser ut å være importert fra Langesundsbukta der det var meget høye

klorofyllkonsentrasjoner i slutten av august (Fig. 3.2b). Denne konklusjon støttes av oksygenberegningene (Fig. 3.8c) som ikke viser noen tilsvarende økning av oksygenmetningen.

At modellen generelt beregner høyere planktonkonsentrasjoner enn det som ble målt kan ha flere forklaringer. En forklaring kan være at en fundamental prosess, som ikke finnes med i modellen, er betydningsfull i fjorden. Vi tror at beiting på planteplankton kan være av betydning men kan på nåværende tidspunkt ikke kvantifisere effekten av denne da ingen målinger av dyreplankton foreligger for testperioden. En annen forklaring til avviket mellom observerte og beregnede planktonkonsentrasjoner kan være at plankton kan være konsentrert til relativt tynne lag og begrensede områder ("patcher") og derved unngår å bli oppfanget gjennom ukentlige målinger i bare tre dyp. Dette måleproblem gjelder selvfølgelig også målingene i Langesundsbukta og derved inndata til modellen. Til sist kan vi fastslå at hvis vi hadde målinger av oksygen i fotisk sone ville det være mulig å redusere usikkerheten om planteproduksjonen gjennom sammenligning med beregnet oksygenkonsentrasjon.

Fig. 3.9 og 3.10 viser utvikling av nitrat og ammonium. En sammenligning viser at det er relativ god overensstemmelse mellom modellberegninger og observerte verdier med høye konsentrasjoner i brakkevannslaget i stort sett hele perioden. En høy ammoniumverdi som ble målt på 20 m i slutten av juli kommer ikke frem i modellresultatene.

### 3.2.2 Dypvannet

Modellresultatene gjengir den partielle utskiftningen av bassengvann i april måned, se f.eks. Fig. 3.13, 3.14 og 3.15 som viser observert og beregnet saltholdighet, temperatur og oksygenmetning i dypvannet. Innstrømmingen penetrerte ned til ca. 100 m dyp. Deretter er det stagnante forhold i bassengvannet. Slike forhold karakteriseres av en minskende saltholdighet grunnet vertikal omblending. Under den stagnante perioden minsker konsentrasjonen av oksygen og konsentrasjonen av plantenæringsalter øker. Den beregnede utviklingen (Fig. 3.13 - 3.18) under stagnasjonsperioden overensstemmer godt med den målte utviklingen.

For perioden 5/7 - 24/9 1988 var oksygenforbruket i modellen 0.42 ml/l/mnd og fra observasjonene fåes ca. 0.5 ml/l/mnd for omtrent samme periode (Stigebrandt et al. 1990). Av oksygenforbruket i modellen svarer nedbrytingen av opplagret fiber i bunnsedimentet (med nedbrytingsrate på titalls år) kun for ca 0.02 ml/l/mnd. Dette betyr at i Håøyfjordens bunnsediment er oksygenforbruket ca. 0.01 ml/l/mnd per 50 gC/m<sup>2</sup> av slik materiale. I fremtiden når man vet hvor mye slik materiale det finnes i bunnsedimentet får man anledning å revidere beregningene av oksygenforbruket. For beregningene av effekter av forandringer av utslipp av fosfor og oppløst organisk materiale, som gjøres i kap. 4, spiller denne usikkerheten imidlertid ikke noen rolle.

At oksygenforbruket i modellen er mindre enn observert forbruk peker på at transporten av organisk materiale ned i terskelbassenget kan være enda større enn den modellen beregner (avhengig av størrelsen av oksygenforbruket ved nedbrytingen av opplagret fiber i sedimentet). Dette peker på at midlere planktonkonsentrasjon på terskeldyp skulle kunne være enda større enn hva modellen beregner. Dette er ikke i samsvar med klorofyllmålingene som peker på at modellen allerede nå gir altfor høye planktonkonsentrasjoner. Vi konkluderer fra dette at klorofyllmålingene i 1988 ikke gir underlag for beregning av mengden sedimenterende organisk materiale.

Modellen beregner også tidsutviklingen av konsentrasjoner av bunndyr og dødt marint organisk materiale (ferskt) på bunn. For disse variablene finnes ikke målinger for sammenligning mellom beregnede og observerte verdier.

I stort viser modellen samme bilde som ble observert. Man kan konkludere med at modellen synes å fungere også for dypvannet.

### 3.2.3. Fosforbudsjett for Håøyfjorden

I Tabell 3.2 presenteres det modellberegnete fosforbudsjettet for Håøyfjorden for testperioden. Vi presenterer det totale lageret av fosfor knyttet til de ulike tilstandsvariablene ved slutten og ved begynnelsen av testperioden. Vi har også summert transportene gjennom de ulike sundene for testperioden og presenterer nettotransport inn i

Tabell 3.2. Fosforbudsjett for Håøyfjorden. "Slutt" betegner fosforlageret ved slutten og "Start" lageret ved begynnelsen av beregningene. "Endr." (=Slutt-Start) er lagerendringen under beregningsperioden. "Mar. plank" = marint plankton, "Uorgan" = fosfat, "B. plank" = brakkvannsplankton, "Sedim." = bunnsediment (ferskt marint organisk materiale + gammel trefiber) og "Bent. dyr" = bentiske dyr. Alle tall er kg fosfor (P).

	Slutt	Start	Endr.	Eksport	Import	Imp - Eksp
Mar. plank	5910	601	5309	58580	43265	-15315
Uorgan.	29686	26759	2927	71071	93734	22663
Trefiber	14	317	-303	473	569	96
B. plank	22	288	-266	4563	4083	-480
Sedim.	9819	12884	-3065			
Bent. dyr	5056	154	4902			
Sum	50507	41003	9504			6964

og ut av Håøyfjorden i kolonnene Import og Eksport. Under testperioden

var total lagerendring 9504 kg og netto import 6960 kg. Overskuddet på ca 2540 kg P, som skyldes unøyaktighet ved modellberegningene, skal sees i relasjon til omsetningen av fosfor, som var ca 141000 kg, og må betegnes som uten betydning for modellresultatene. Fosforbudsjettet i Tab. 3.2 gjelder for produksjonssesongen (sommerhalvåret). For vinterhalvåret med lite biologisk produksjon vil en større del av uorganisk fosfor gå direkte ut i kystvannet.

I Tabell 3.3 presenteres fosfortransportene i de forskjellige sundene. Som forventet har Håøyfjorden en stor import av fosfat gjennom sund 4 fra Langesundsfjorden, men også gjennom sund 6 fra Langesundsbukta. Fosfor oppbundet i plankton eksporteres gjennom alle sundene. Det er også en lagerøkning av fosfor i perioden, hovedsakelig gjennom ned-synking av marint plankton fra intermediære laget til bassengvannet. Det ser ut å være relativ stor import av fosfor i brakkvannsplankton fra Langesundsfjorden samt også en viss nettoproduksjon i Håøyfjorden. Fosfor i brakkvannsplankton eksporteres hovedsakelig til Langesundsbukta. En bør observere at beregningene av transport og sedimentasjon av trefiber er meget usikre siden vi har vært nødt å anta vilkårlige fiberegenskaper egenskaper mht. synkehastighet og nedbrytingsrate i vannsøylen.

Tabell 3.3. Nettotransport av fosfor (kg) i ulike former for beregningsperioden gjennom sund 4 = forbindelsen med Langesundsfjorden, sund 5 = forbindelsen med Ormefjorden og sund 6 = forbindelsen med Langesundsbukta. De ulike symbolene er forklart i Tabell 3.2.

	sund 4	sund 5	sund 6	Sum
Mar. plank	-5714	-1167	-8434	-15315
Uorgan.	15462	106	7095	22663
Trefiber	378	24	-306	96
B. plank	2833	309	-3622	-480



#### 4. SIMULERING AV FORHOLDENE MED REDUSERTE UTSLIPP TIL FRIERFJORDEN

##### 4.1 Forutsetninger

Vi har beregnet midlere siktedyp D, midlere konsentrasjon av brakkvannsplankton BP i de øverste 5 m, midlere konsentrasjonen av marint plankton MP i dypintervallet 5 - 15 m samt midlere oksygenforbruk  $O_{2\text{kons}}$  under stagnante forhold i bassengvannet, under 45 m dyp, for fire ulike kombinasjoner av fosfortilførsel P og  $k_0$ -verdier.  $k_0$  er bidraget fra oppløste organiske antropogene stoffer til den vertikale svekningskoeffisienten for det fotosyntetisk aktive lyset, se sid. 43 i delrapport 2 (Stigebrandt & Molvær, 1990). Utslippet av de oppløste stoffene er ved modellberegningene de samme hver dag (konstant). For midlere vannføring i Skienselva ble det i delrapport 2 anslått at  $k_0=0.2$  under nåværende utslippsforhold (1988). Ved konstante utslipp blir  $k_0$  større for lav vannføring (Q) og mindre for høy vannføring pga. fortynningen med ferskvannet i elva. Denne variasjon beskrives i modellen av faktoren  $250/Q$ . Det vil også være en fortynningseffekt grunnet innblanding av sjøvann (35 psu). Denne effekten beskrives i modellen av faktoren  $(35-S)/35$  hvor S er vannets salinitet. Vi vet ikke nedbrytingsraten for de oppløste antropogene stoffene. Ved modellberegningene har vi antatt at 40% av tilført mengde finnes kvar i Håøyfjorden.  $k_0$  for Håøyfjorden blir slik beregnet fra følgende uttrykk:  $k_0=0.2 \times 0.40 \times (250/Q) \times (35-S)/35$ .

##### 4.2 Resultat

Resultatene for de ulike kombinasjoner av fosforutslipp og utslipp av løst organisk stoff (uttrykt ved  $k_0$ -verdier) til Frierfjorden er gjengitt i Tab. 4.1 nedenfor. BP og MP har vi normalisert gjennom å dividere med konsentrasjonen i standardtilfellet (tilfelle nr. 1).

Tabell 4.1 Modellresultater for midlere siktedyp D, midlere konsentrasjoner av brakkvannsplankton BP og marine plankton MP samt midlere oksygenforbruk  $O_{2\text{kons}}$  i bassengvannet for fire ulike kombinasjoner av fosfortilførsler og  $k_o$ -verdier. Samtlige resultater er midlet over perioden 10/3 - 24/9 unntatt  $O_{2\text{kons}}$  som er midlet over perioden 5/7 - 24/9 (1988).

Tilfelle nr	P tonn/år	$k_o$ ( $m^{-1}$ )	D (m)	BP (%)	MP (%)	$O_{2\text{kons}}$ (ml/l/mnd)
1	93	0.2	7.3	100	100	0.42
2	47	0.2	7.5	40	98	0.43
3	93	0.0	8.0	105	100	0.48
4	47	0.0	8.2	42	97	0.49

Fra Tab. 4.1 ser en at en halvering av fosfortilførselen P (tilfelle 2) gir relativ små effekter på midlere siktedyp. Hvis derimot de farvede oppløste antropogene stoffene fjernes ( $k_o=0$ ) (tilfelle 3 og 4) fåes betydelige økninger i siktedypet. Modellsimuleringene viser altså at hvis en vil oppnå bedre siktedyp i Håøyfjorden så må en i første rekke redusere utslippene av farvede oppløste forbindelser til Frierfjorden slik at  $k_o$  reduseres. Som allerede er nevnt har vi antatt at 60% av disse forbindelsene er blitt nedbrutt på veien til Håøyfjorden. Det faktum at vi beregner større siktedyp enn hva som ble observert (jmf. Källqvist, 1991) peker i retning av at nedbrytningsraten for disse forbindelsene er lavere enn antatt. Følgelig kan effektene av disse stoffene i Håøyfjorden være større enn beregnet (Tabell 4.1).

Resultatet ovenfor kan virke oppsiktsvekkende siden en allment har oppfattet planktonblomstringer i overflatelaget som en sterkt bidragende årsak til et redusert siktedyp i Grenlandsfjordene. En skal imidlertid bemerke seg at D i Tab. 4.1 er midlere siktedyp over en lang periode (~200 dager). Planktonoppblomstringer med stor amplitude forekommer i overflatelaget bare under en liten del av denne perioden (se Fig. 3.7a) hvorfor bidrag fra disse til reduksjonen av D blir

lite. Utslipp av farvet antropogen oppløst materiale pågår kontinuerlig og gir derfor et gjennomsnittlig større bidrag til reduksjonen av D.

Modellsimuleringene tyder på at det er en klar sammenheng mellom fosfortilførselen til overflatelaget og midlere konsentrasjon av brakkvannsplankton. Tilgangen til fosfor synes dermed å være begrensende for produksjonen av brakkvannsplankton, og en reduksjon av tilførselen med ca. 50% vil ifølge modellen redusere midlere konsentrasjon av brakkvannsplankton med ca. 60% (tilfelle 2 og 4). Selv om dette, ifølge resultatene ovenfor, ikke betyr så mye for midlere siktedyp D i Håøyfjorden vil reduserte utslipp ha stor betydning for minimale siktedyp som opptrår ved kraftige oppblomstringer av plankton i overflatelaget. En reduksjon av fosforutslippene vil medføre en reduksjon av intensiteten av oppblomstringer av plankton i overflatelaget og derved fåes en økning av minimale siktedyp.

Overflatevannet i Frierfjorden får pga de antropogene utslippene en fosforkonsentrasjon på omlag 15  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Summen av konsentrasjonene av uorganiske nitrogenforbindelser (nitrat og ammonium) er typisk 600 - 700  $\mu\text{g}/\text{l}$  (1988 års utslipp). Siden planteplankton krever N og P i vektsforholdet ca. 7 er slik nitrogen i stort overskudd og tilgjengelig fosfor vil sette et tak for maksimale planteproduksjonen. Hvis all fosfor omdannes til planteplankton skulle en forvente å få maksimale klorofyllkonsentrasjoner på  $15/0.7 = 21 \mu\text{g}/\text{l}$  siden forholdet klorofyll til fosfor er lik ca. 0.7 (se side 46 i Stigebrandt & Molvær, 1990). Slike høye klorofyllkonsentrasjoner er blitt observert i fjordområdet men høyeste verdi i 0-2m dyp i 1988 i Håøyfjorden var imidlertid 12.5  $\mu\text{g}/\text{l}$ , se Källqvist (1990).

Hvis overflatevannet fra Frierfjorden blir liggende stagnant i avskjermede områder under en lengre tid, f.eks. i Langangsfjorden, skulle en i slike tilfeller således forvente at planktonkonsentrasjonen målt som klorofyll kan gå opp imot 20  $\mu\text{g}/\text{l}$  med 1988 års utslipp. Ved slike tilfeller kan en, ut ifra de konstanter som brukes i modellen, forvente siktedyp på 2 - 2.5 m. En halvering av fosfortilførselen vil også mer enn halvere maksimale planktonkonsentrasjonen. Derved skulle minimale siktedypet øke til litt over 3 m med uforandret

utslipp av oppløste organiske antropogene stoffer.

Modellsimuleringene (Tab. 4.1) viser at en bedring av lysforholdene i brakkvannslaget (økt siktedyp) ikke skulle gi opphav til høyere konsentrasjoner av marine plankton (MP) i 5-15 m dyp i det intermediære laget (tilfelle 3 og 4). Dette resultatet, som også gjelder for Ormefjorden (se delrapport 7), skiller seg fra resultatene for Frierfjorden og Langesundsfjorden. En mulig årsak kan være at det er bedre lysforhold i Håøyfjorden og Ormefjorden enn i de andre to fjordene. Hvis dypet av fotisk sone allerede er dypere enn 15 m vil forbedringer i lysforholdene ikke gi utslag i økte planktonkonsentrasjoner i laget mellom 5 og 15 m. Derimot vil en få økte konsentrasjoner i laget under 15 m.

Oksygenforbruket i Håøyfjordens dypvann er større for tilfellene 2, 3 og 4 enn for tilfelle 1, til tross for at konsentrasjonen av marint plankton er uforandret eller mindre på 5 - 15 m dyp. Forklaringen må være at konsentrasjonen av marint plankton på terskelnivået, som jo bestemmer fluksen av organisk materiale ned i terskelbassenget, er høyere for disse tilfellene. Forklaringen til selektiv høyere konsentrasjoner under 15 m ble diskutert i stykket ovenfor.

En sammenligning mellom resultatene i delrapport 6 og de som er presentert ovenfor viser at effekten av endringer av utslippene generelt er mindre i Håøyfjorden enn i Langesundsfjorden. Dette er forventet siden Langesundsfjorden er nærmere kildene i Frierfjorden og har et mye tykkere og ferskere brakkvannslag. Dog kan sannsynligvis vind fra sør gi opphav til et tykkere brakkvannslag som kan bli liggende i lengre perioder i indre deler av Håøyfjordssystemet, noe som er gunstig for en stor lokal planktonoppblomstring.

## 5. KONKLUSJONER

Modellen synes å beskrive fysisk sirkulasjon og biokjemisk omsetning i hele vannsøylen på en tilfredsstillende måte. Som følge av dette er også saltholdighet, temperatur og de fleste av øvrige tilstandsvariabler tilfredsstillende simulert. Konsentrasjonene av marint plankton er dog høyere enn hva som ble observert. Dette skyldes troligvis enten manglende eller altfor glisne observasjoner i tid og rom og/eller fravær av beiting på planteplankton i modellen.

Fosforbudsjettet for perioden 10 mars - 24 september 1988 viser en stor import av uorganisk fosfor (fosfat) fra Langesundsfjorden men også endel fra Langesundsbukta. Fra Langesundsfjorden importeres også fosfor bundet til brakkvannsplankton. Det er også en liten import fra Ormefjorden samt en liten nettoproduksjon av brakkvannsplankton i Håøyfjorden. Eksporten går til Langesundsbukta. Pga. lav synkehastighet er det bare en liten del av brakkvannsplankton som synker ned i Håøyfjordens dypvann. Det er stor nettoproduksjon av marint plankton i fjorden. Eksporten går til Langesundsfjorden, Ormefjorden og Langesundsbukta samt til fjordens eget dypvann.

Effekten av tilførselen av fosfor via Langesundsfjorden er forholdsvis liten både hva gjelder midlere siktedyp og fluksen av marint organisk materiale ned i bassengvannet. Fosfortilførselen synes imidlertid å være begrensende for produksjonen av plankton i overflatelaget slik at en minskning av fosfortilførselen vil gi en omtrent proporsjonal minskning av konsentrasjonen av plankton i overflatelaget. En minskning av fosfortilførselen kan derfor vesentlig forbedre minimale siktedyp som opptrår ved intense planktonblomstringer i overflatelaget. Dette vil ha størst betydning i områder hvor brakkvannet kan bli liggende i lengre perioder slik at maksimale blomstringer kan utvikles.

En reduksjon av tilførselen av farvet oppløst organisk materiale vil gi klart forbedret siktedyp. Et økt siktedyp vil gi opphav til uforandret eller en noe redusert konsentrasjon av marint plankton i 5-15 m dyp i det intermediære laget.

Modellsimuleringene viser at en forbedring av vannkvaliteten i overflatelaget (større siktedyp) vil medføre noe forverring av vannkvaliteten (oksygenforholdene) i bassengvannet. Dette skyldes at økt planktonkonsentrasjon på terskeldyp i det intermediære laget gir opphav til en økt vertikal fluks av organisk materiale ned i terskelbassenget.

Fra arbeidet med modellen kan vi konkludere at stor usikkerhet knytter seg til nedbrytingsrater, kjemisk sammensetning og optiske egenskaper av antropogent partikulært og oppløst materiale. Det er også usikkerhet betreffende kjemisk sammensetning, nedbrytingsrate og mengder av ulike typer av opplagret organisk materiale i bunnsedimentet. Videre er det viss usikkerhet kring konsentrasjonene av planteplankton og hvordan disse best skal kvantifiseres gjennom målinger. Betydningen av beiting for konsentrasjonen av planteplankton i fjordområdet bør undersøkes.

Erfaringene med modellen viser klart at det er meget viktig å ha tilgang til data med god nøyaktighet og dekning for drivning og test av modellen.

## 6. REFERANSER.

- Aure, J. og Stigebrandt, A., 1990: Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90, 135-156.
- Ibrekk, O, og R. Gulbrandsen, 1989: Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt forurensningstilførsler. NIVA, Overvåkingsrapport 356/89.
- Källqvist, T., 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89. Delrapport 5. Planteplankton og næringssalter i overflatevannet. NIVA, Rapp. No. 461/91
- Molvær, J. og A. Stigebrandt, 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 188-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. NIVA, Rapport 450/91.
- Nilsen, K., Andreassen, E., Bjerkeng, B., Christie, H., Haugen, I., Knutzen, J., Kvalvågnes, K., Källqvist, T., Laake, M., Magnusson, J., Molvær, J., Rygg, B. og Skulberg, O., 1974: Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1973-74. NIVA-rapport 0-177/0, 0-109/73, 0-184-73. 266 sider. Oslo.
- Nås, K. og E. Oug, 1991: Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA Rapp. 0-895903/E-90406.
- Stigebrandt, A., Aure, J. & Molvær, J., 1990: Videreføring av metode for bestemmelse av effekter av fiskeoppdrett på oksygenforhold i terskelfjorder. Fase 1. Havforskningsinstituttet i Bergen og NIVA. NIVA Notat 0-89073. 13 sid.
- Stigebrandt, A. og J. Molvær, 1990: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 2. Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringssalter, oppløst og partikulært materiale. NIVA, Rapp. No. 428/90. 74 sid.

7. FIGURER TIL KAPITTEL 2 OG 3.

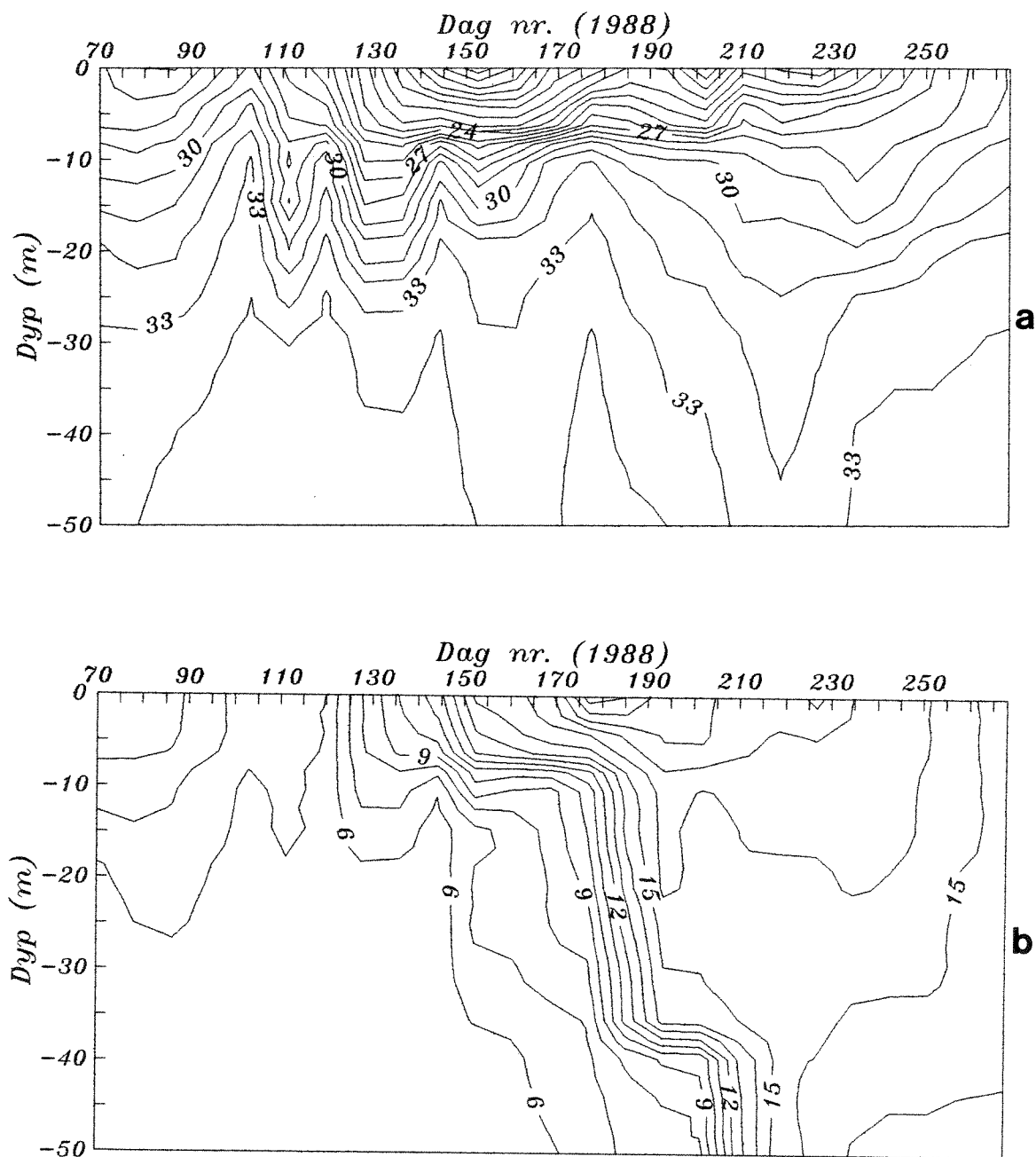


Fig. 3.1 Observert utvikling av a) salinitet (psu) og b) temperatur (°C) i Langesundsbukta 0-50 m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.



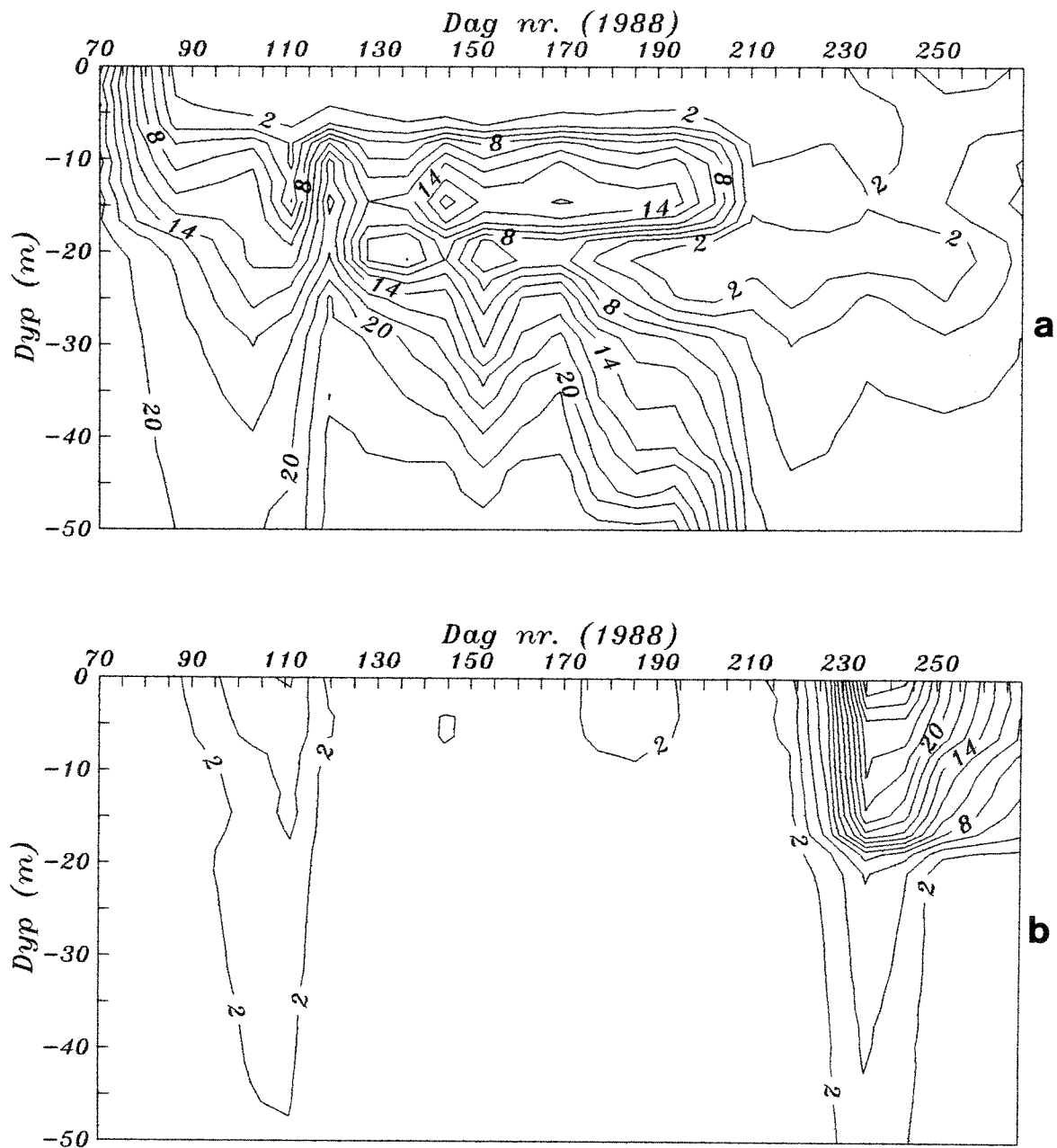


Fig. 3.2 Observert utvikling av konsentrasjonen av a) fosfat og b) klorofyll ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) i Langesundsbukta 0-50 m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. I intervallet 20 - 50 m har en antatt konsentrasjonene.

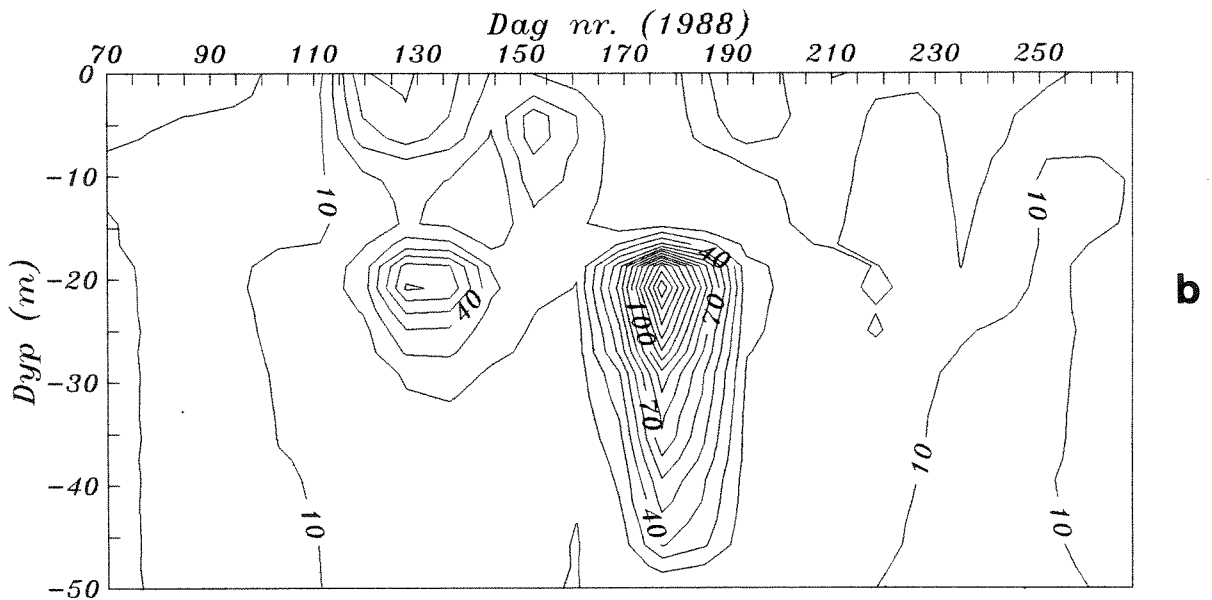
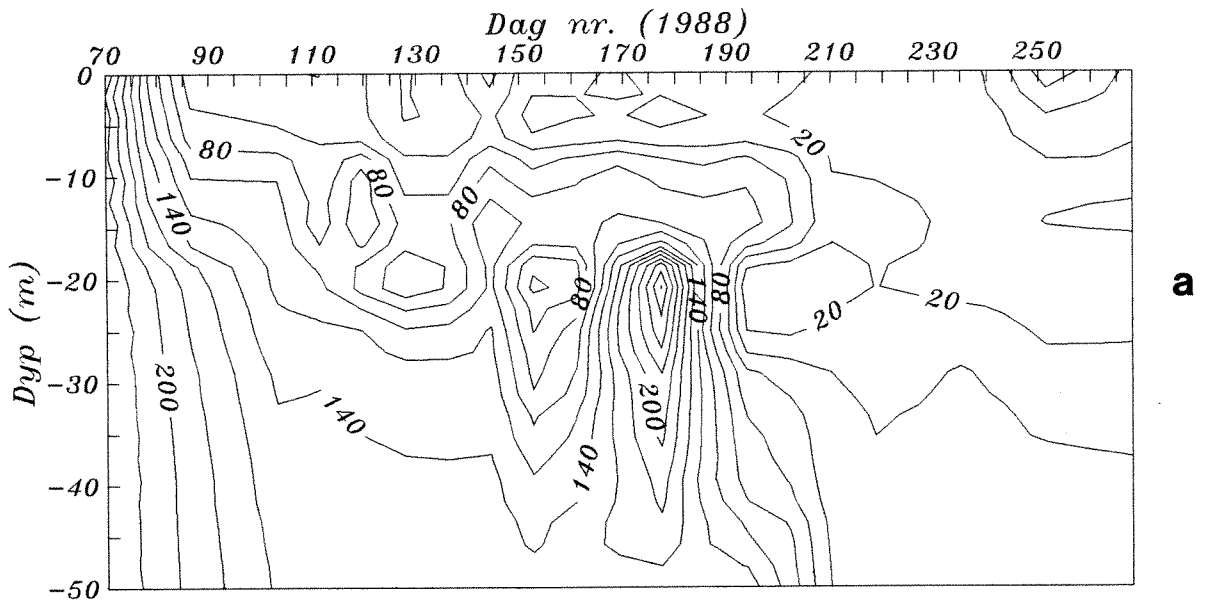


Fig. 3.3 Observert utvikling av konsentrasjonen av a) nitrat og b) ammonium ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) i Langesundsbukta 0-50 m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. I intervallet 20 - 50 m har en antatt konsentrasjonene.

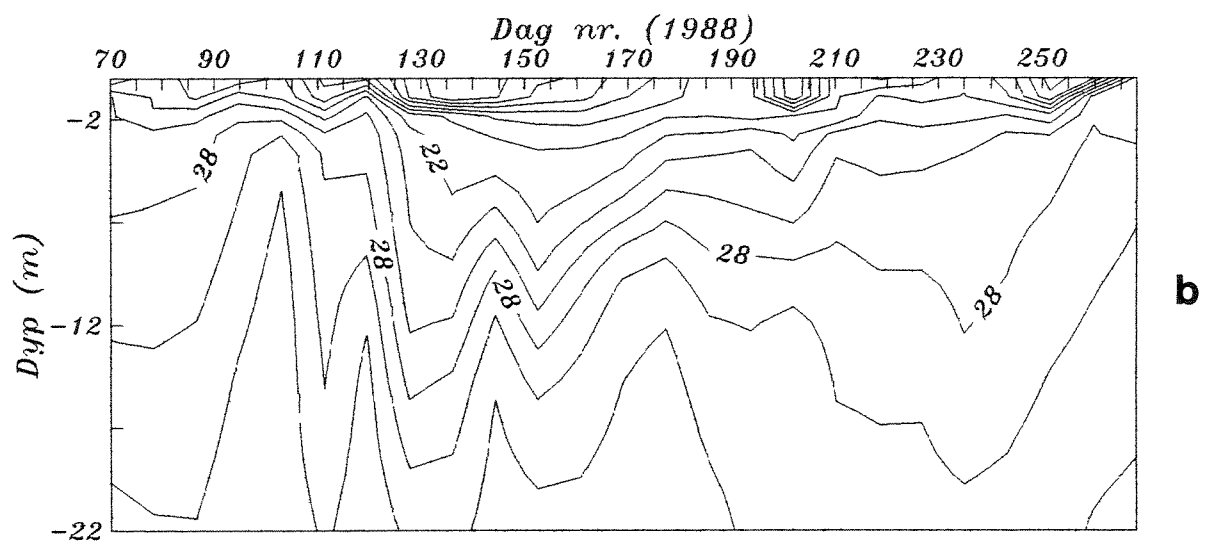
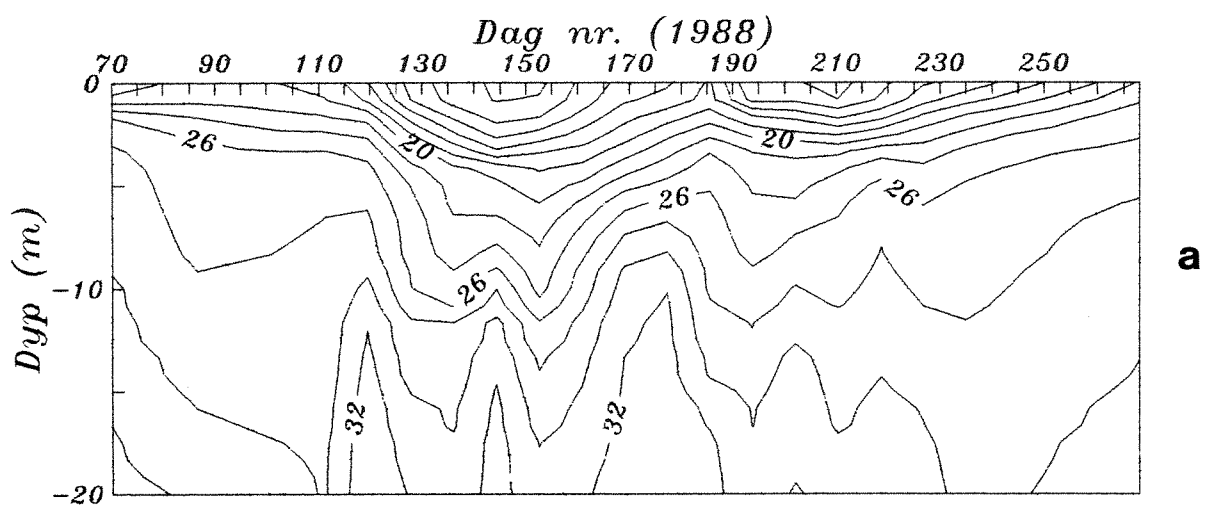


Fig. 3.4 Utvikling av a) observert og b) beregnet salinitet (psu) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

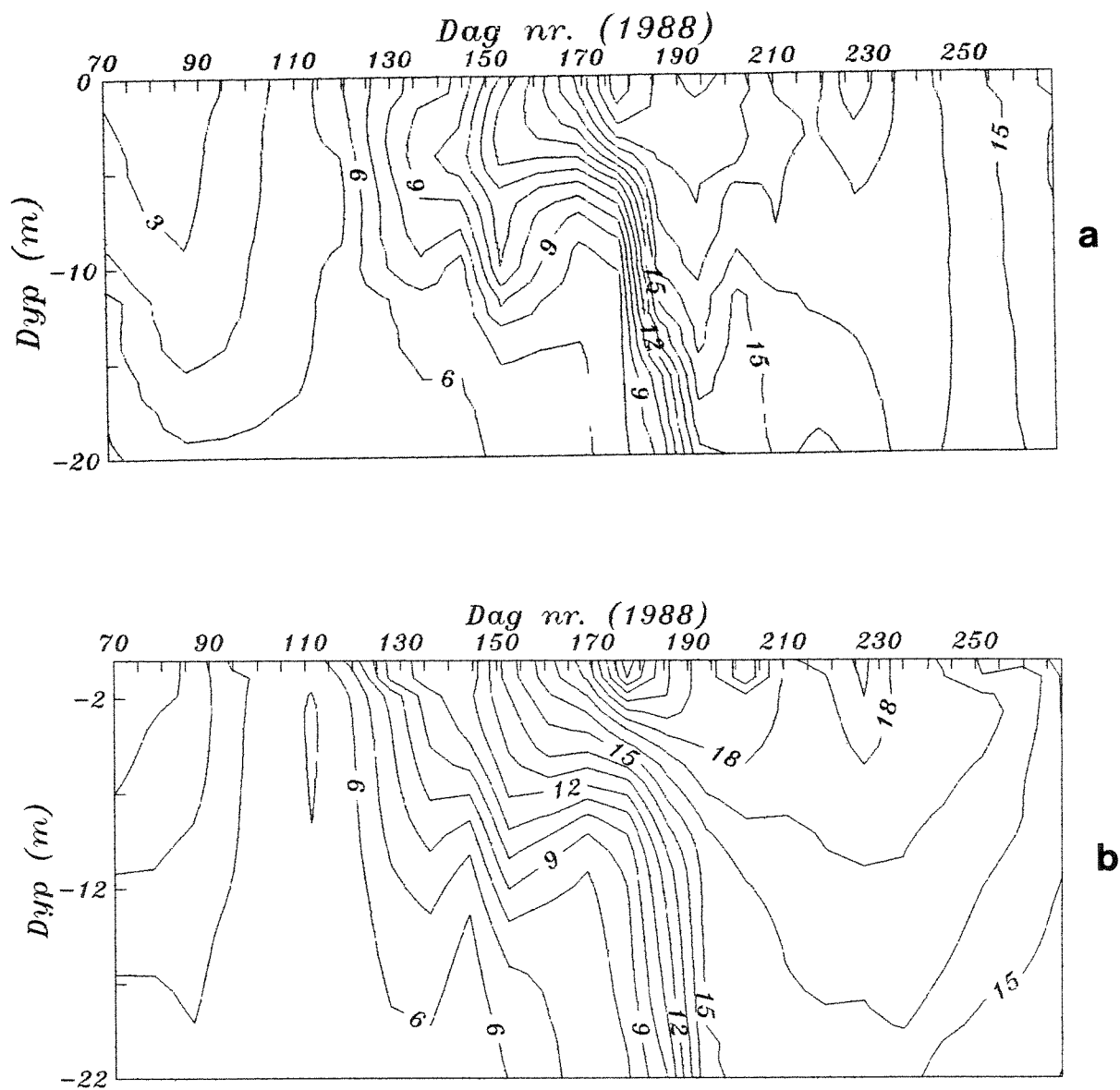


Fig. 3.5 Utvikling av a) observert og b) beregnet temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn GI1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

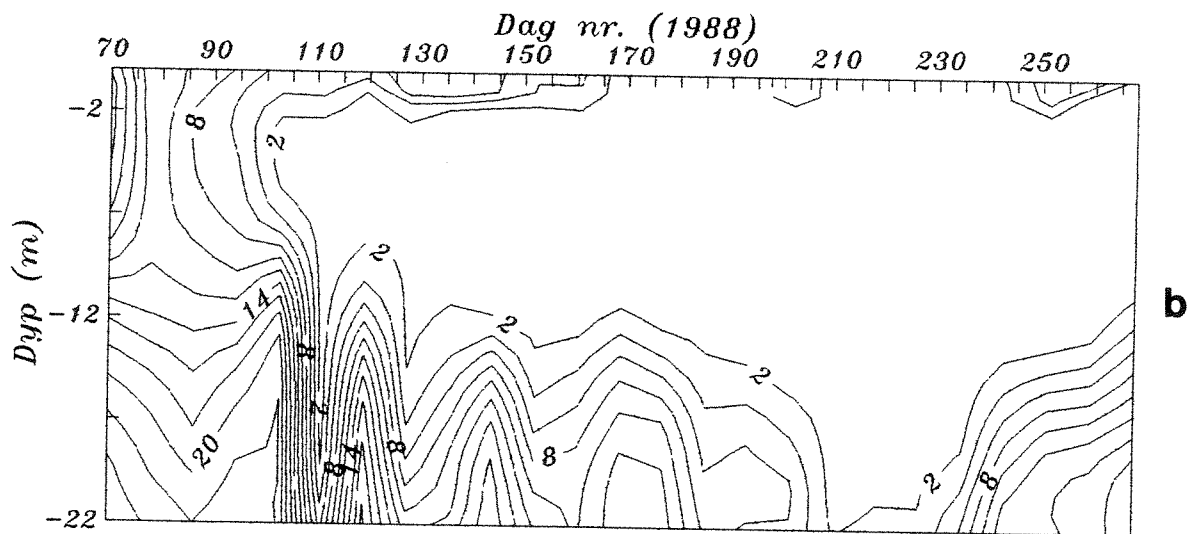
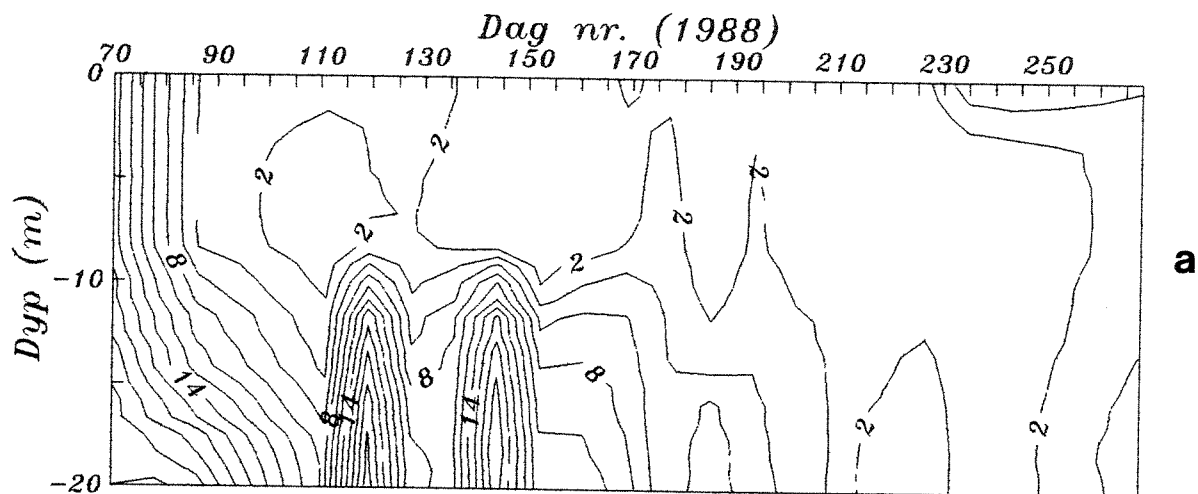


Fig. 3.6 Utvikling av a) observert og b) beregnet fosfat ( $\mu\text{g/l}$ ) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

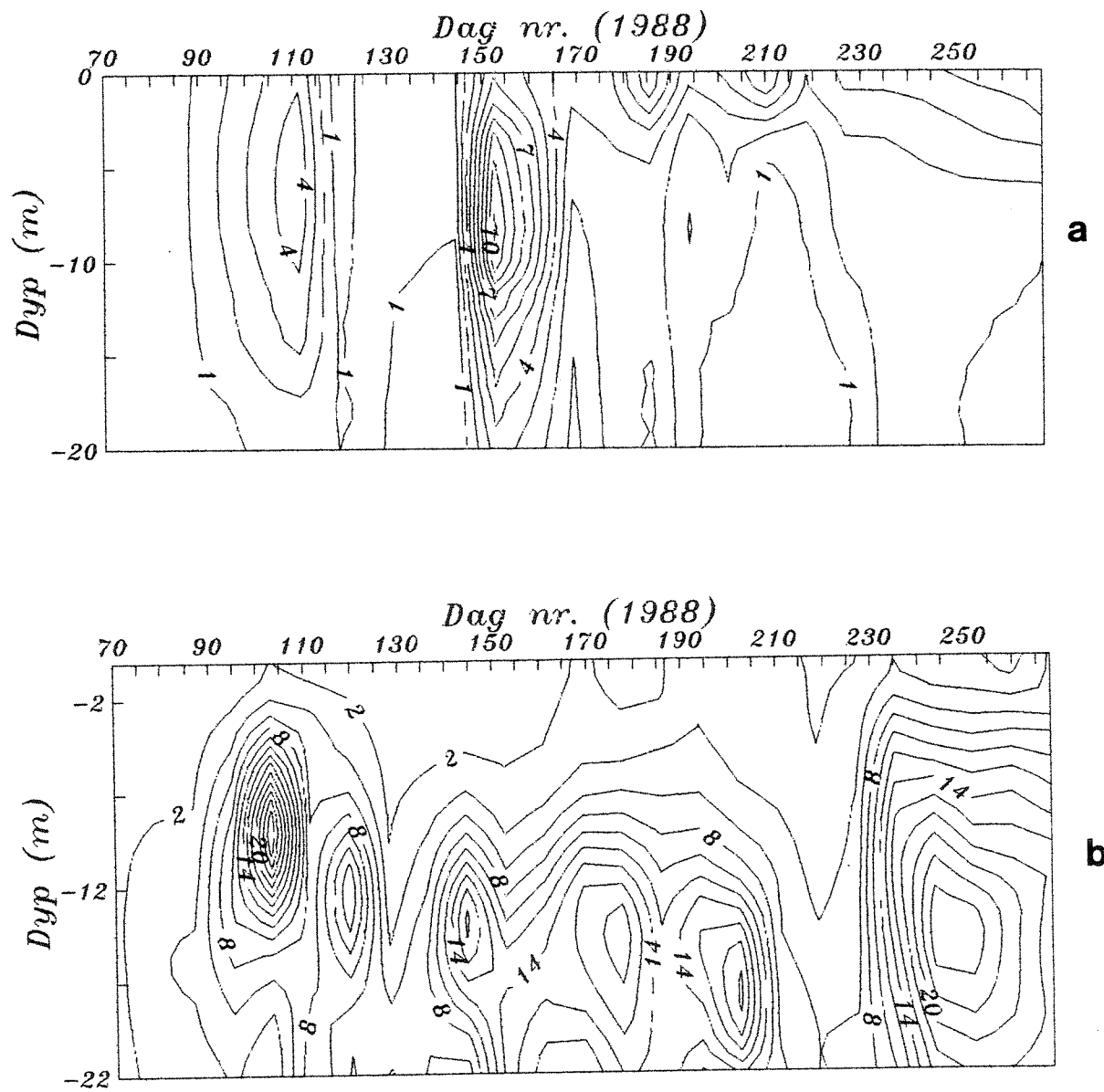


Fig. 3.7 Utvikling av a) observert og b) beregnet klorofyll ( $\mu\text{g/l}$ ) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

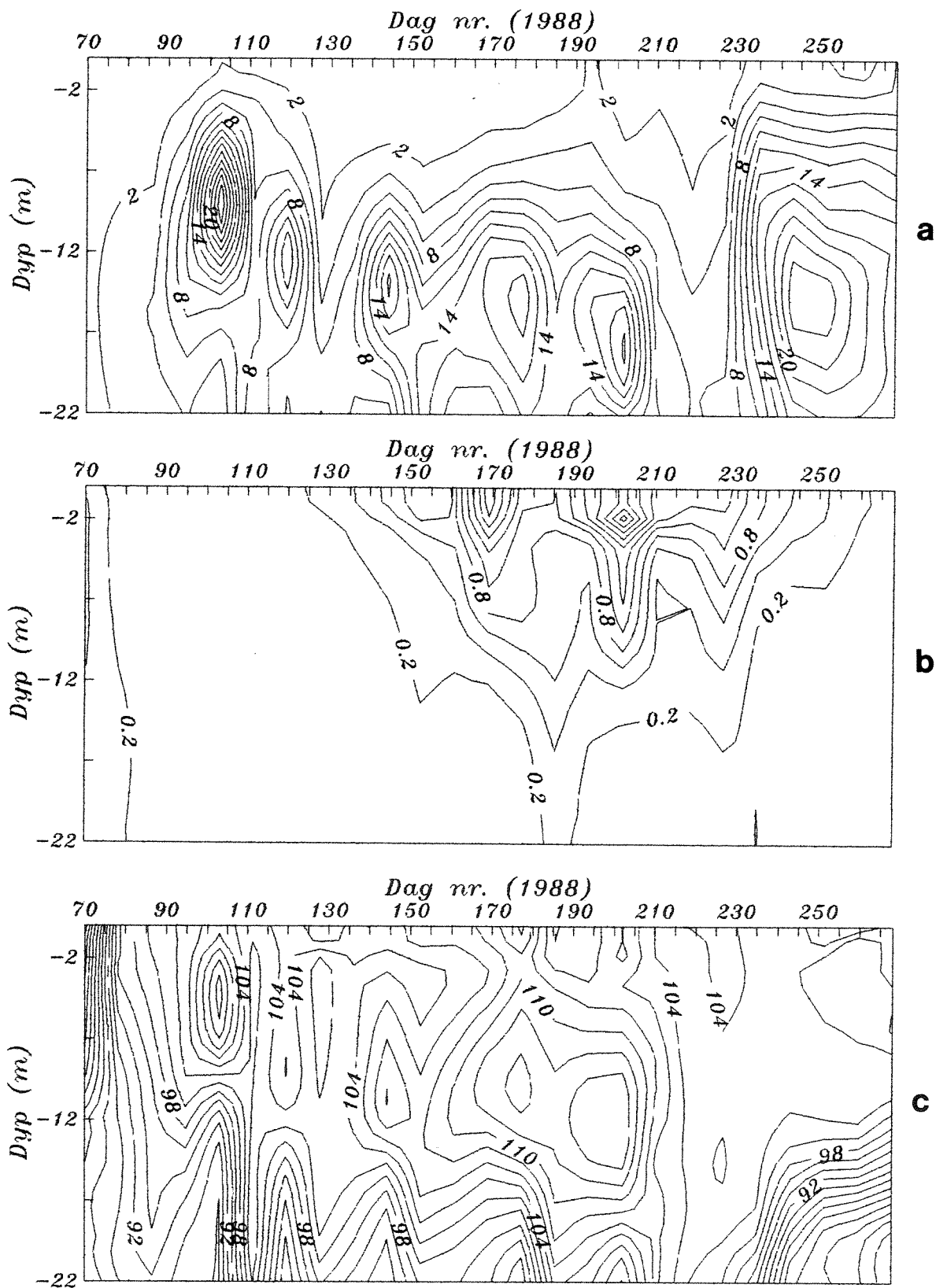


Fig. 3.8 Beregnet utvikling av klorofyll ( $\mu\text{g/l}$ ) i a) marint plankton og b) brakkevannsplankton og c) oksygenmetning (%) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

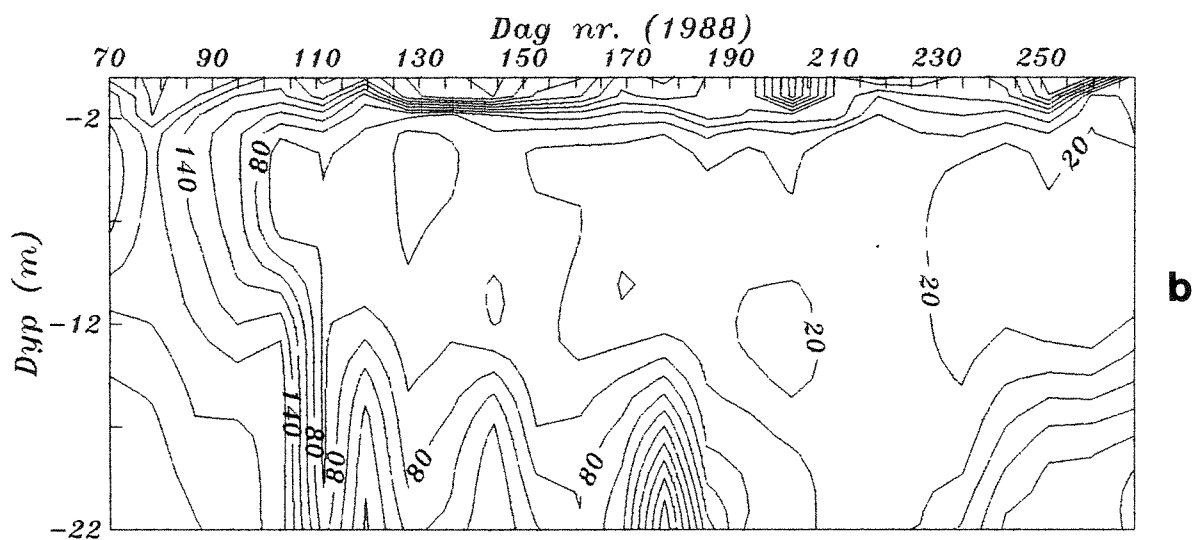
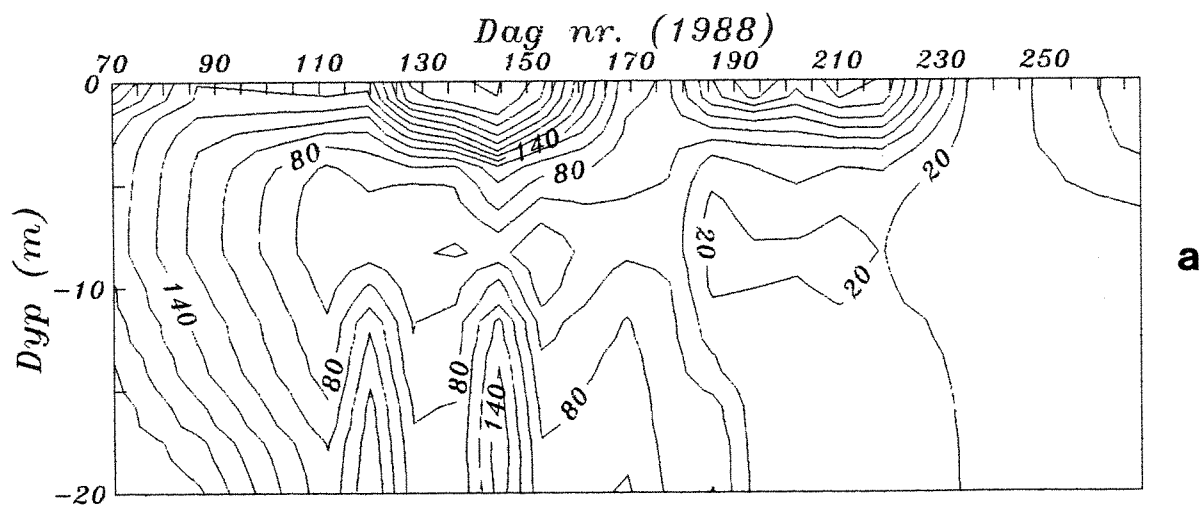


Fig. 3.9 Utvikling av a) observert og b) beregnet nitrat ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.



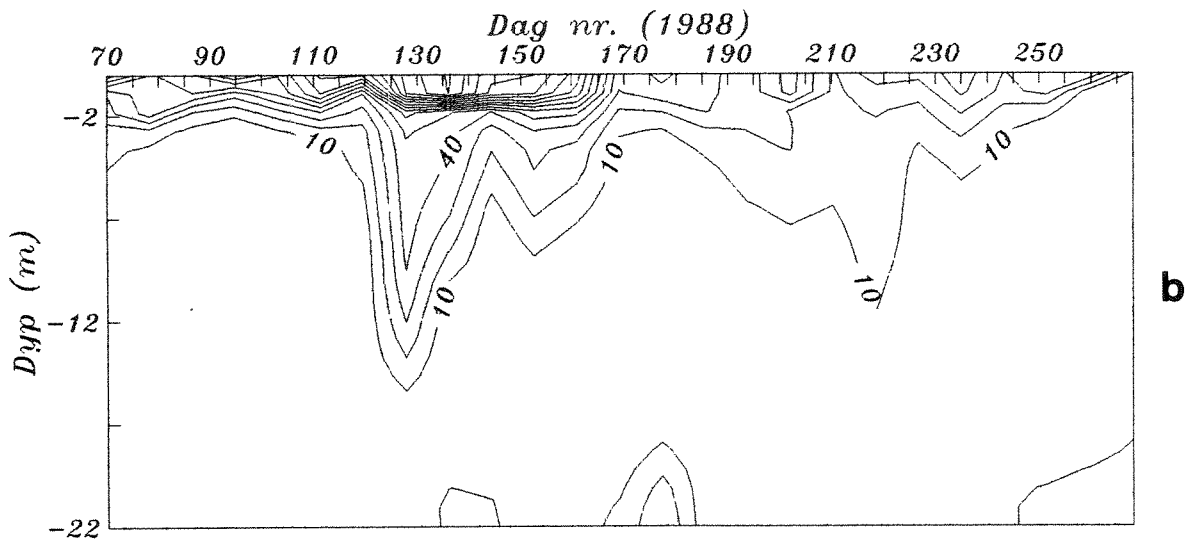
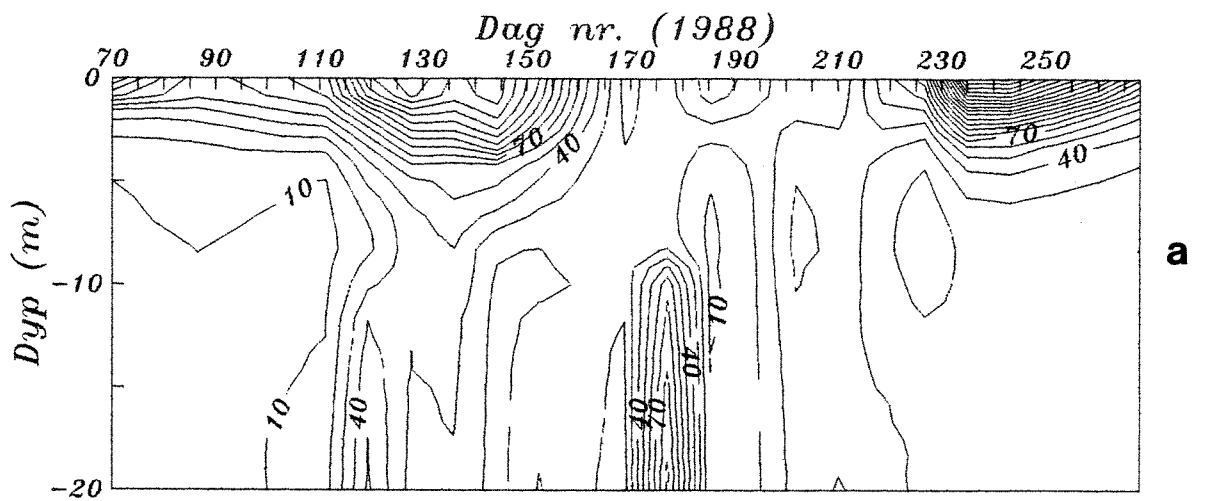


Fig. 3.10 Utvikling av a) observert og b) beregnet ammonium ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) i Håøyfjorden 0-22 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

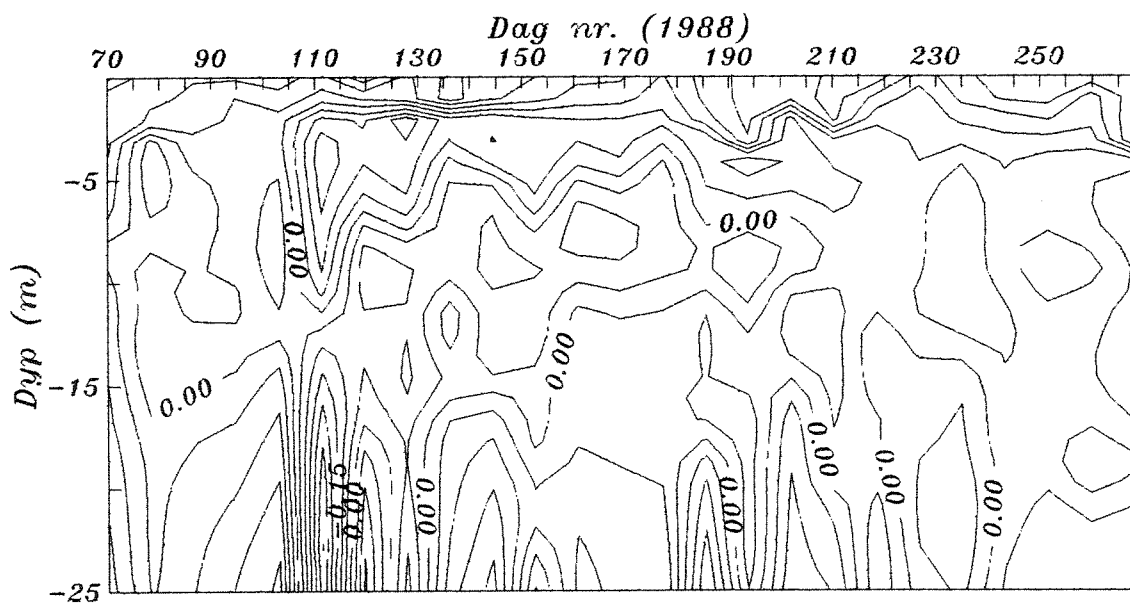
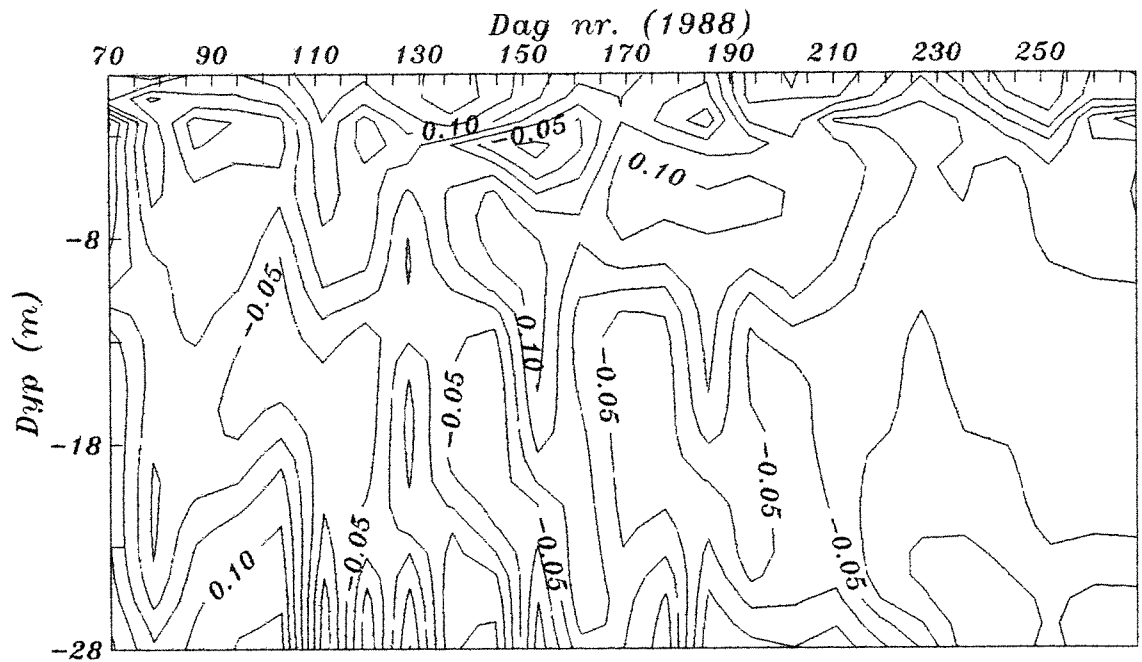
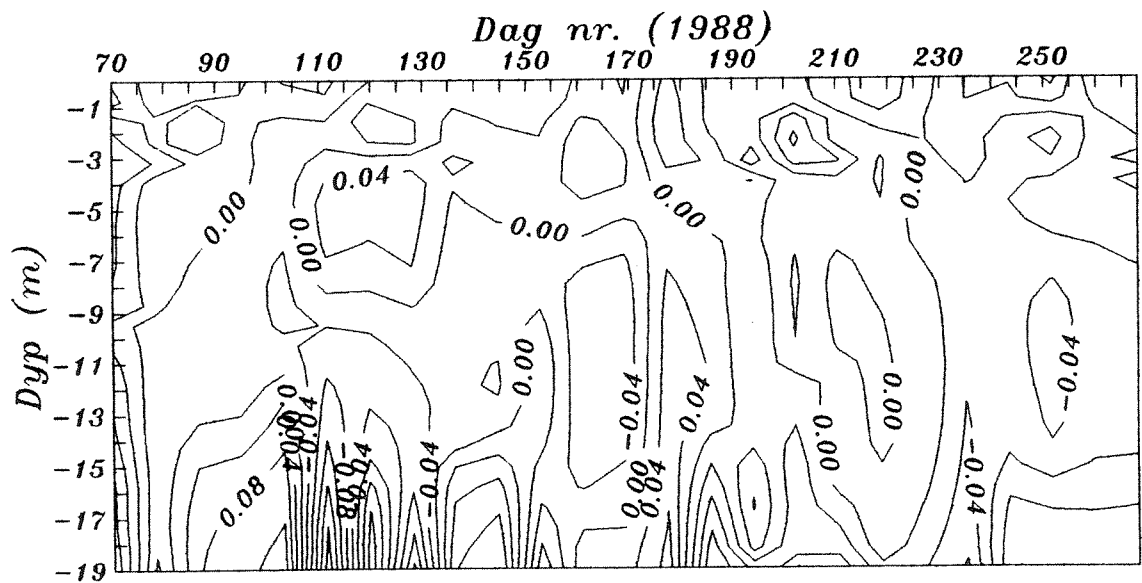


Fig. 3.11 Beregnet strømhastighet (m/s) i sund 6 mot Langesundsbukta.  
 Positiv strøm er rettet inn i Håøyfjorden.



a



b

Fig. 3.12 Beregnet strømhastighet (m/s) i a) sund 4 mot Langesunds-fjorden og b) sund 5 mot Ormefjorden. I a) er positiv og i b) negativ strøm rettet inn i Håøyfjorden.

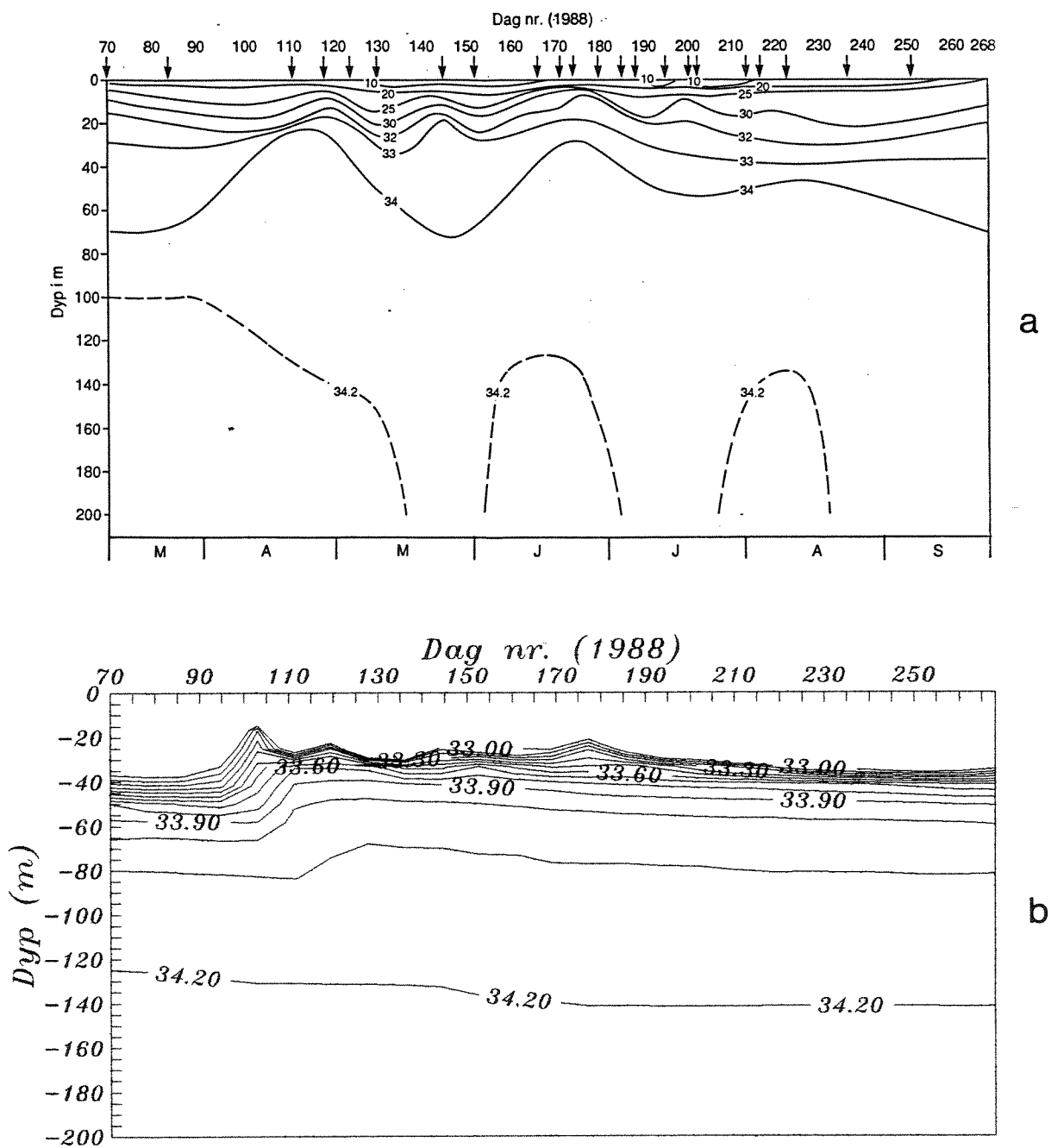


Fig. 3.13 Utvikling av a) observert og b) beregnet salinitet (psu) i Høyfjorden 0-200 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

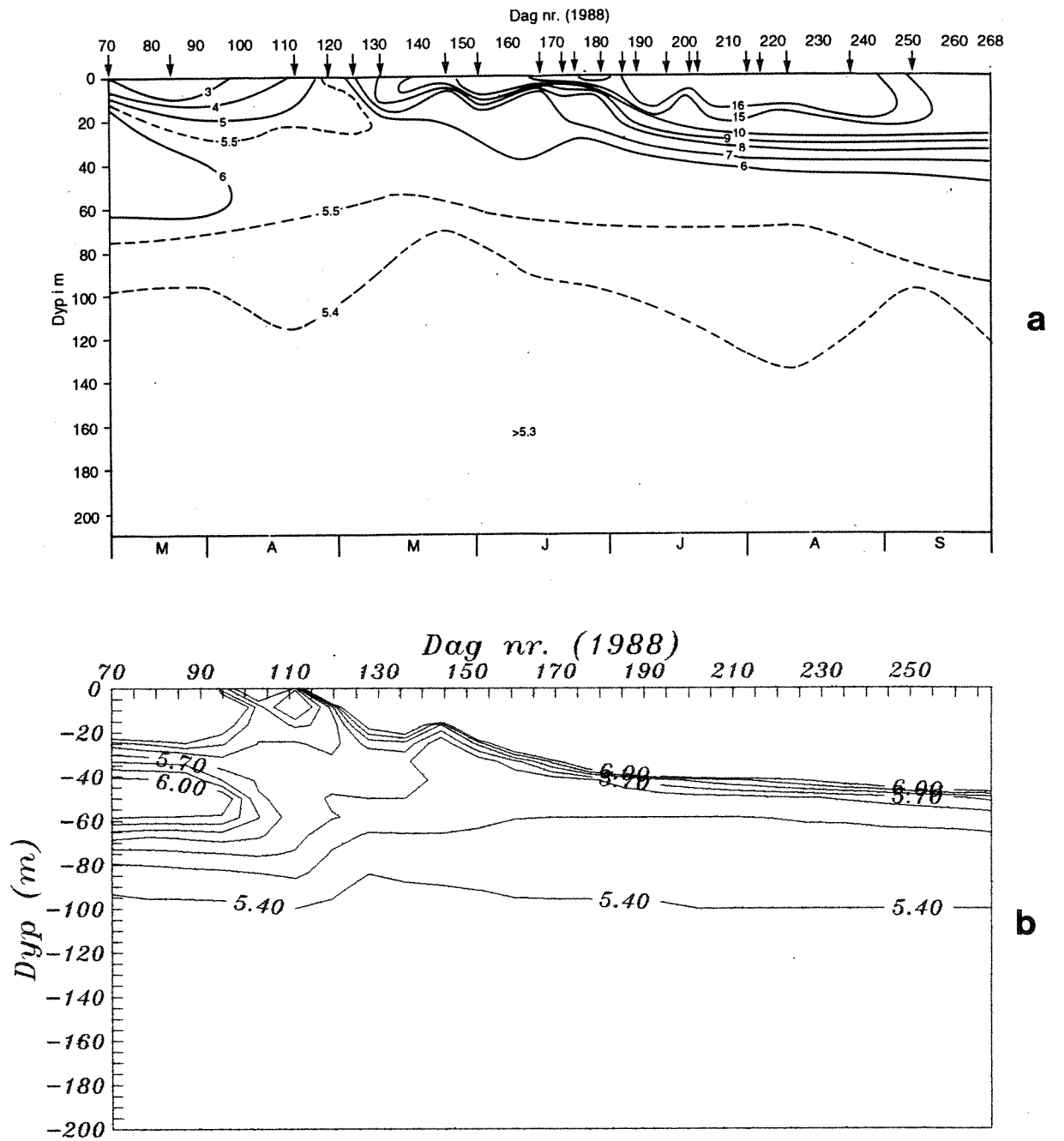


Fig. 3.14 Utvikling av a) observert og b) beregnet temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) i Håøyfjorden 0-200 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

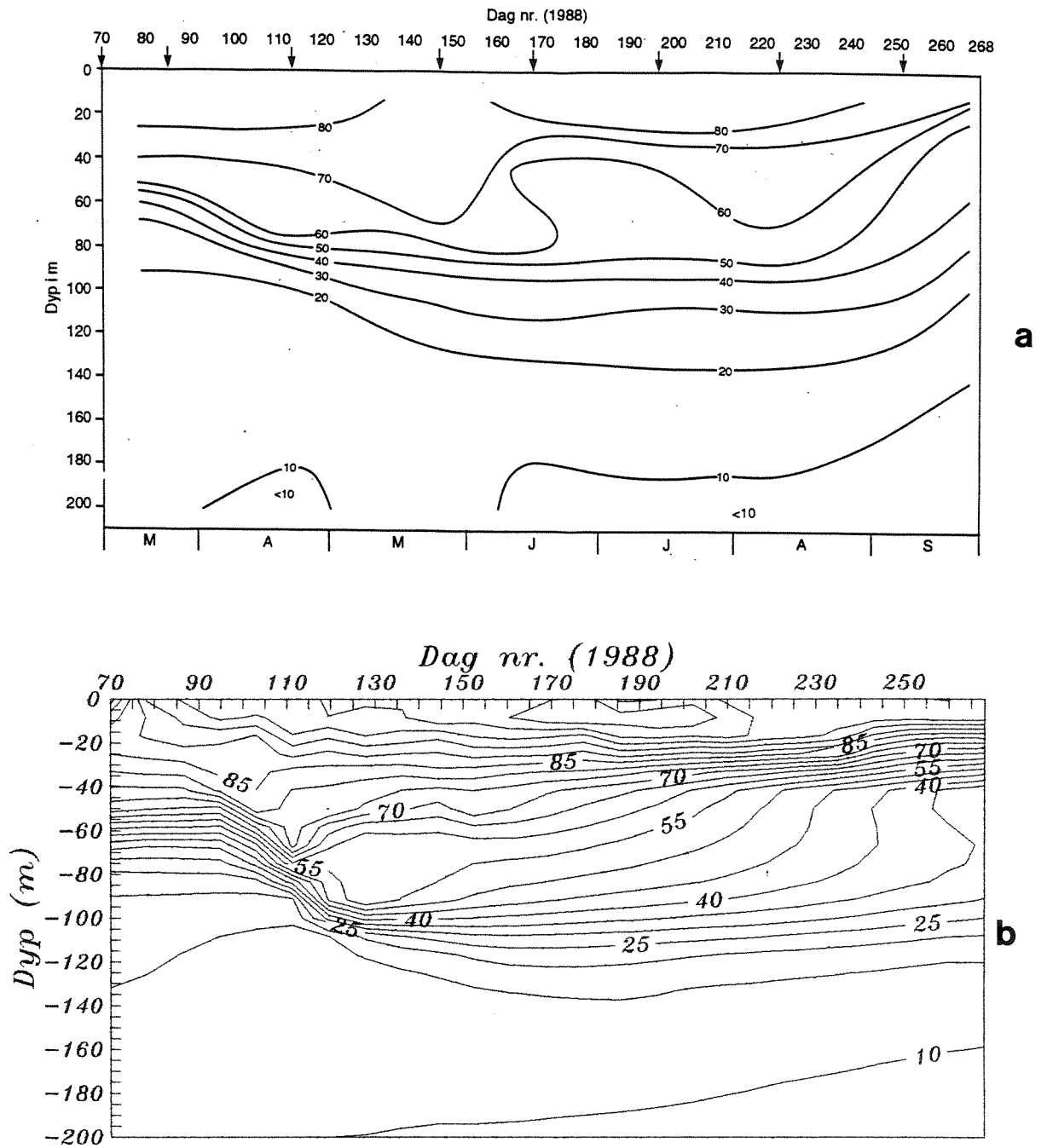


Fig. 3.15 Utvikling av a) observert og b) beregnet oksygenmetning (%) i Håøyfjorden 0-200 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

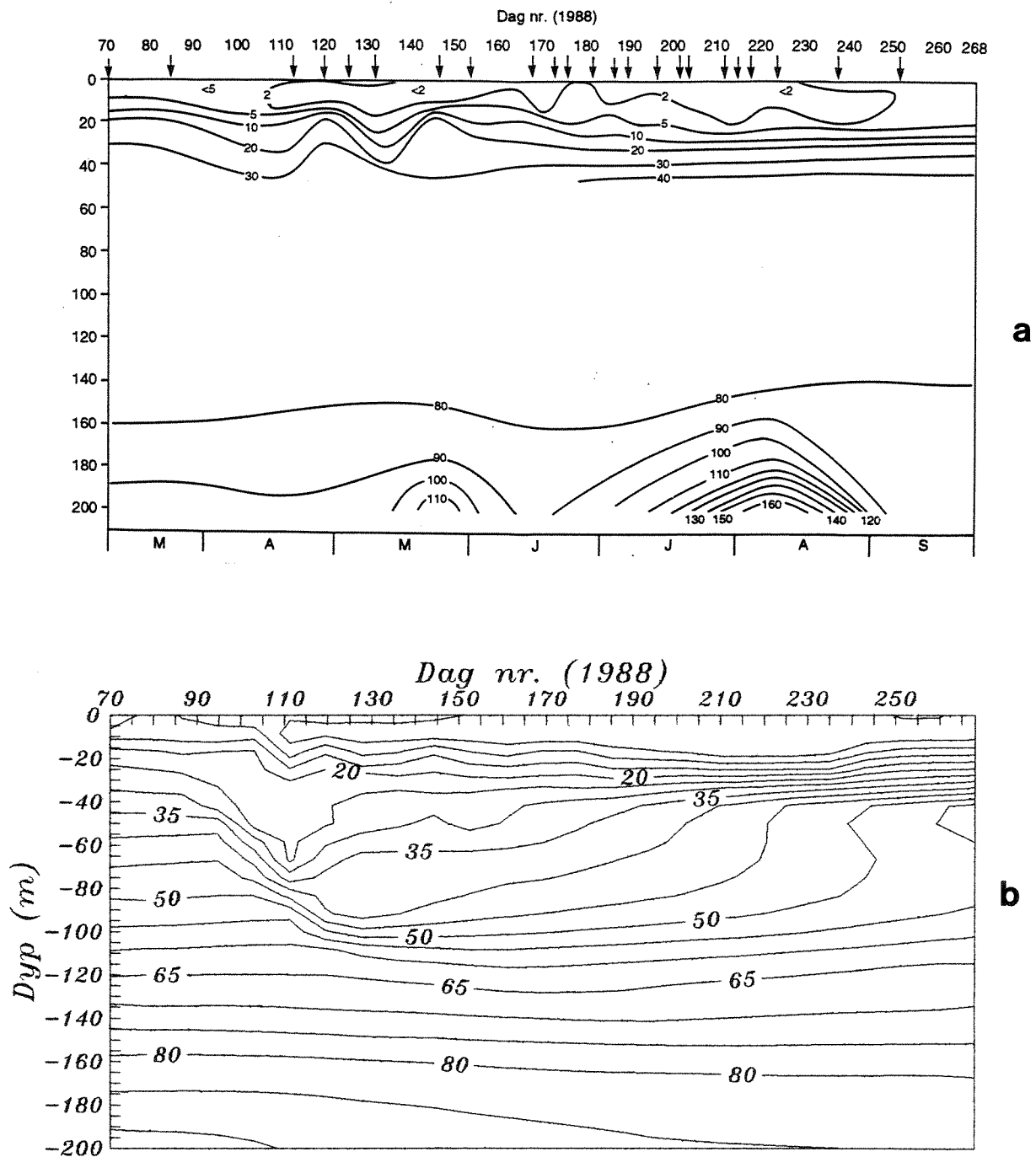
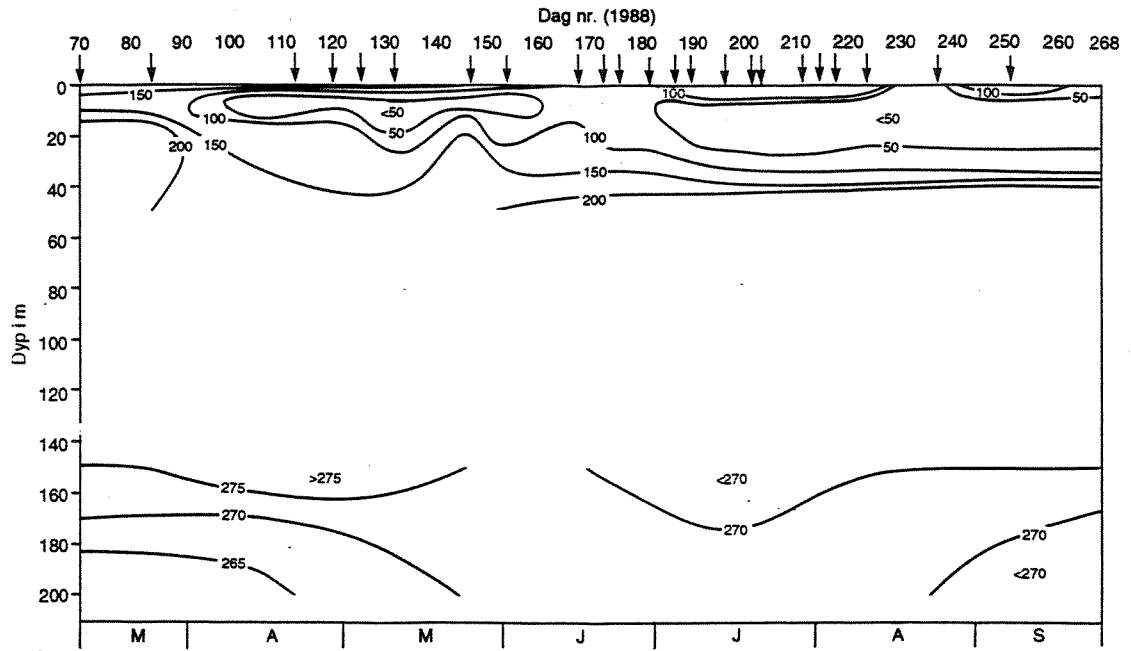
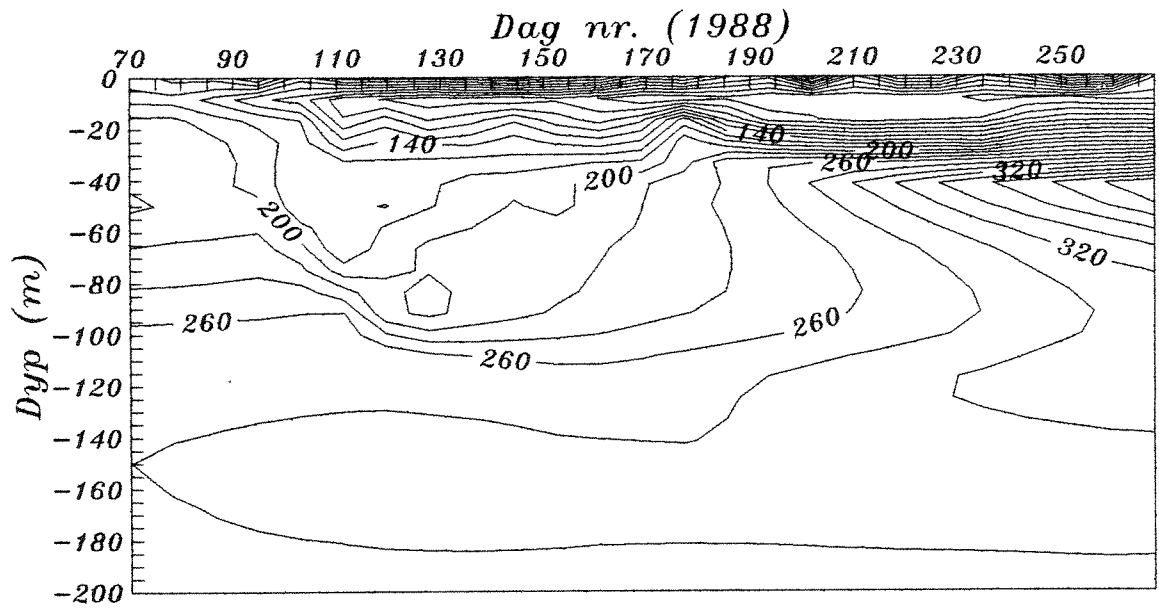


Fig. 3.16 Utvikling av a) observert og b) beregnet fosfat ( $\mu\text{g/l}$ ) i Håøyfjorden 0-200 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.



a



b

Fig. 3.17 Utvikling av a) observert og b) beregnet nitrat ( $\mu\text{g/l}$ ) i Håøyfjorden 0-200 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.



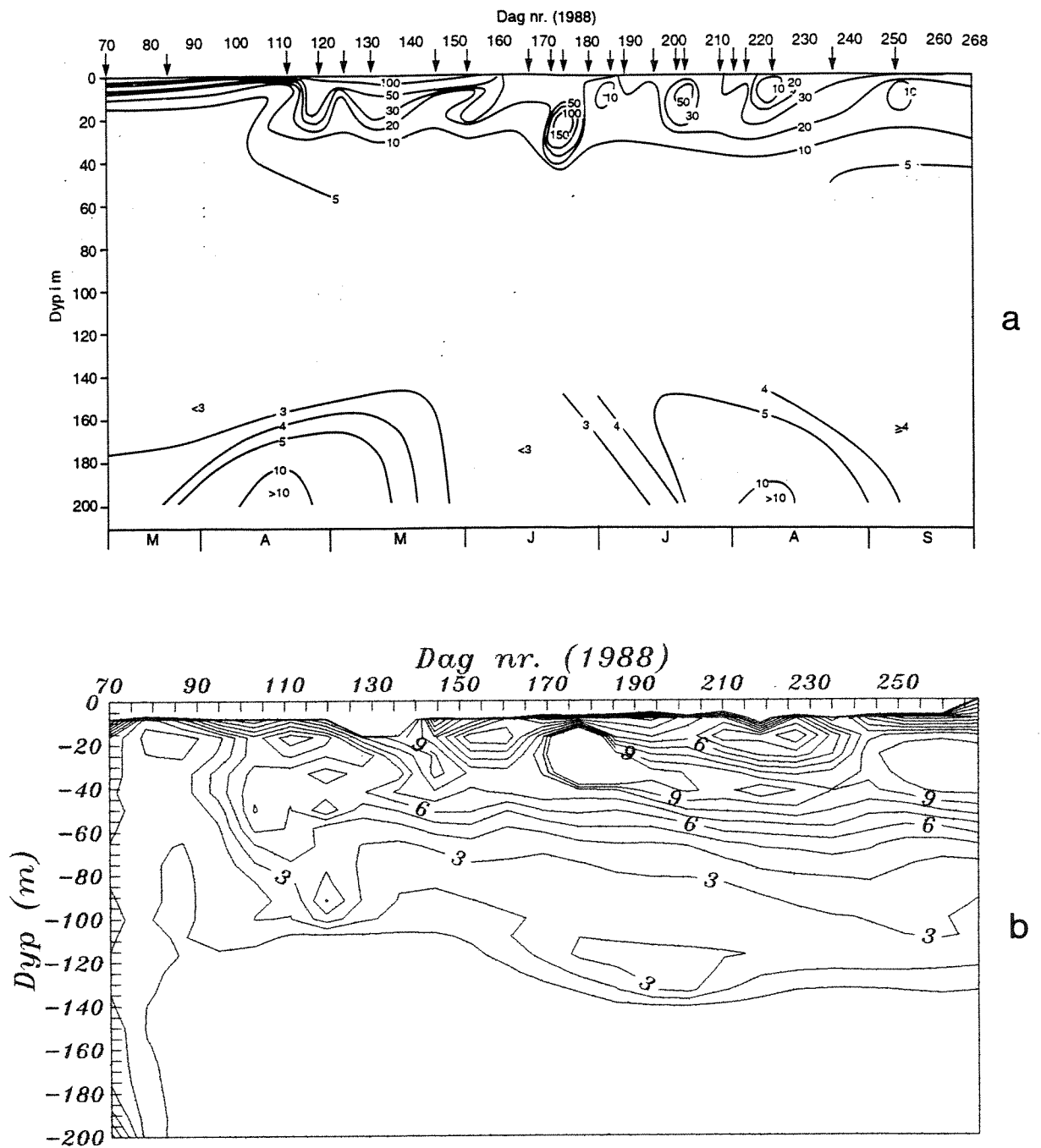


Fig. 3.18 Utvikling av a) observert og b) beregnet ammonium ( $\mu\text{g/l}$ ) i Håøyfjorden 0-200 m (Stn G11) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

APPENDIKS.

GRENLANDSFJORDMODELLEN.

Grenlandsfjordmodellen består av koplede delmodeller for de ulike bassengene. Hver delmodell er, med noen utvidelser og forandringer, den samme grunnmodell som ble brukt for Frierfjorden, se Stigebrandt & Molvær (1990). Utvidelser og forandringer ble beskrevet i Stigebrandt & Molvær (1991). Grunnmodellen er kortfattet beskrevet nedenfor, hvor også en kort omtale av det som er spesielt for den koplede modellen vil bli presentert.

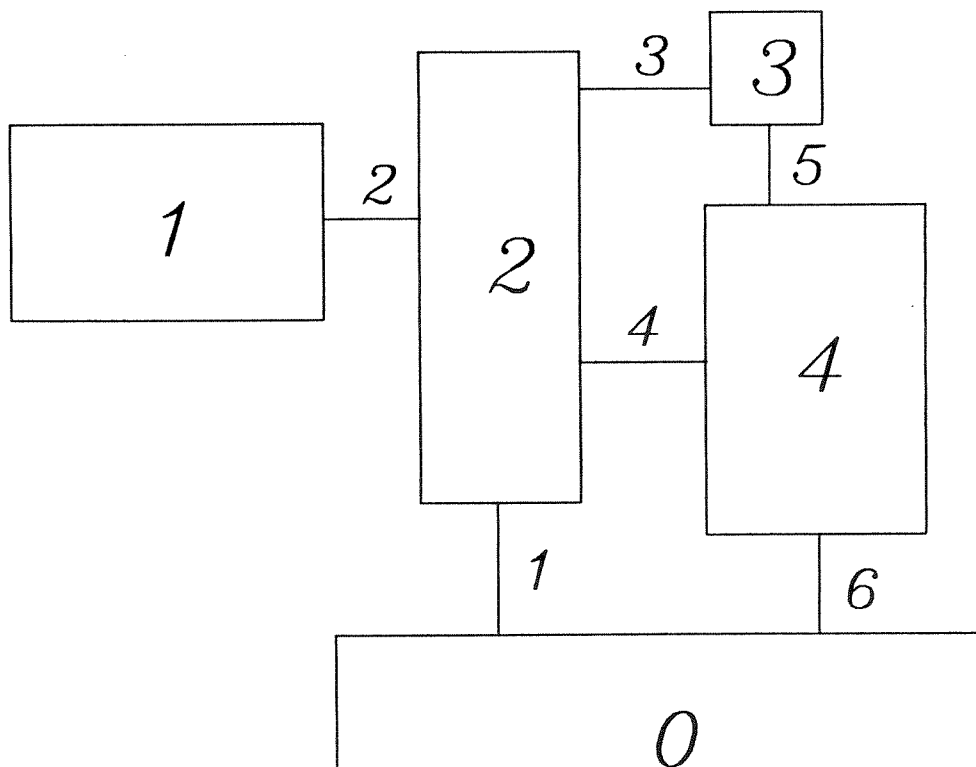


Fig. A.1 Skisse av modellkonfigurasjonen med fire fjordbasseng og sammenbindene sund. Langesundsbukta har fått betegnelsen "0".

## A 1. Modellområdet topografi.

Grenlandsfjordene er oppdelt i fire hovedbasseng nemlig Frierfjorden (basseng nr. 1), Langesundsfjorden (nr. 2), Ormefjorden (nr. 3) og Håøyfjorden (nr. 4). Modelltopografien med fire fjordbasseng og sammenbindende sund vises i Fig. A.1. Sundenes betegnelse i modellen er også vist. Fordelingen av areal og volum for de ulike bassengene er gitt i Molvær og Stigebrandt (1991) hvor en også finner bredden av de forskjellige sundene i ulike dyp.

## A 2. Kort beskrivelse av grunnmodellen.

Modellen er bygget opp av matematiske beskrivelser av fjordbassengets og sundenes topografi, de viktigste fysiske, kjemiske og biologiske prosessene i fjorden samt utvekslingen av energi og materiale gjennom de ytre grenseflatene, dvs. havoverflaten og vertikale flater ved sund og elvemunninger. Den horisontalt integrerte modellen dekker hvert enkelt fjordbasseng - fra havoverflaten ned til største dyp.

Bunnsedimentet inngår også i modellen. Modellen beregner vertikale fordelinger av (de horisontalt midlede) tilstandsvariablene, dvs. de variabler som beskriver tilstanden i fjordbassenget. En oversikt over grunnmodellen og de viktigste prosessene som virker i denne er gitt i Fig. A.2.

Saltholdighet og temperatur spiller en spesiell rolle siden disse sammen bestemmer vannets tetthet. I modellen er hvert fjordbasseng fra overflaten til største dyp inndelt i 1 m tykke lag og tidsoppløsningen er 1 døgn. Modellen har et velblandet overflatelag og tykkelsen av dette vil variere kontinuerlig med ferskvannstilførsel, varmeutveksling gjennom havoverflaten, vind og utstrømning gjennom sundene. Egenskapene til det velblandete overflatelaget er beregnet vha en sk. pyknoklinmodell. Blandingen mellom ellevann og sjøvann i elvemunninger ("initialblanding") er tatt med i modellen. Modellen beregner også den vertikale utvekslingen av vann samt suspendert og oppløst materiale mellom nærliggende lag i modellen (gjennom vertikal diffusjon og adveksjon samt gjennom synkende partikler).

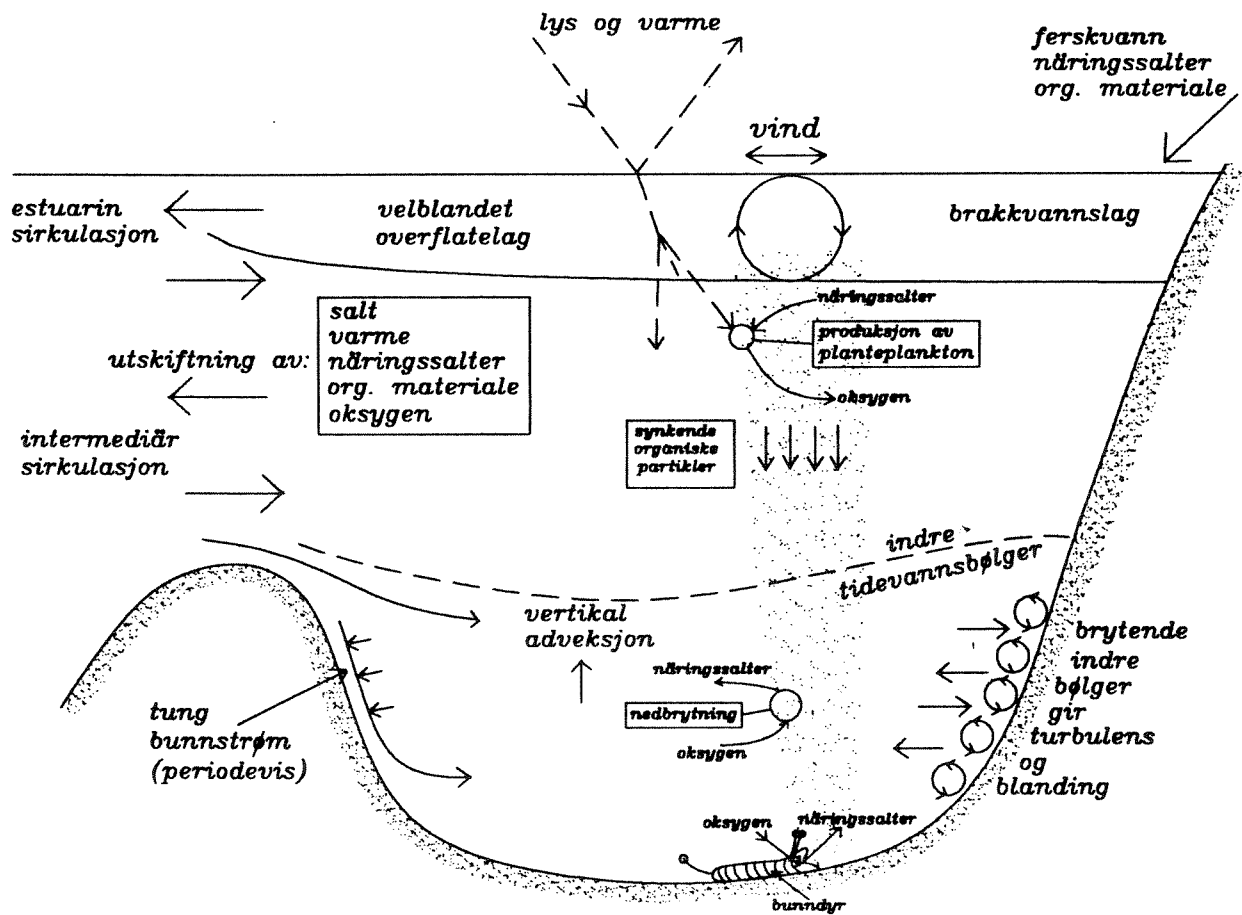


Fig. A.2 Oversiktlig beskrivelse av de viktigste prosessene som virker i grunnmodellen.

Modellen simulerer to typer vannutveksling mellom fjorden og området utenfor. Den ene er drevet av vannstandsforskjellen som årsakes fremst av tidevannet og den andre er drevet av indre trykkforskjeller (dvs. nede i vannsøylen men over terskeldypet) på begge sider av et sund pga. ulike vertikal tetthetsfordeling. I den senere inngår også estuarin sirkulasjon årsaket av ferskvannstilførsel. I modellen innlagres det innstrømmende vannet i det dyp i bassenget hvor tettheten er lik det innstrømmende vannets. I tilfeller med spesiell høy tetthet på det innstrømmende vannet vil dette kunne trenge ned under terskeldypet (som en tung bunnstrøm) og derved skifte ut bassengvann. En slik utskiftning er i mange tilfeller kun delvis.

Modellen inneholder matematiske beskrivelser av biologiske/kjemiske prosesser hvilke omdanner materiale mellom organiske og uorganiske former. Bl.a. finns beskrivelser av planteplanktons vekst og respirasjon. Lysets nedtrengning blir beregnet fra vannets optiske egenskaper og konsentrasjonen av partikulært marint samt oppløst og partikulært ikke-marint organisk materiale. Plankton og ikke-marint partikulært organisk materiale (her trefiber) synker og blir nedbrutt, dels i vannsøylen og dels på bunn. Oksygen blir derved forbrukt. Bunnfaunaen står i modellen for nedbrytning av marint organisk materiale på bunnen (under oksiske forhold). En enkel modell for bunnfaunaens tilvekst og respirasjon er blitt brukt. Nedbrytningen i vannsøylen og på bunn under anoksiske eller nesten anoksiske forhold er ved bakterier. Modellen har også med bakteriell oksydering av ammonium til nitrat under oksiske forhold (nitrifikasjon). Reduksjon av nitrat til nitrogen gass (denitrifikasjon) forekommer i modellen dels i vannmasser med lav oksygenkonsentrasjon (<0.5 ml/l) og dels i sedimenter hvis overliggende vann er oksisk og inneholder nitrat.

Modellen har følgende tilstandsvariabler i vannsøylen:

saltholdighet

temperatur

oksygenkonsentrasjon (hydrogensulfid blir regnet som negativ oksygen)

konsentrasjon av brakkvannsplankton

konsentrasjon av marint plankton

konsentrasjon av ikke-marint partikulær organisk materiale (fiber)

konsentrasjon av nitrat

konsentrasjon av ammonium

konsentrasjon av fosfat

På bunnen er tilstandsvariablene:

konsentrasjon av levende bunndyr

konsentrasjon av dødt organisk materiale, marint

konsentrasjon av ikke-marint organisk materiale (fiber)

### A 3. Beskrivelse av nyheter i den koplede modellen.

#### A 3.1 Koplingen mellom bassengene.

Vannutskiftningen gjennom et sund påvirker lagdelingen i de to angrensende bassengene og derved utskiftningen gjennom eventuelle andre sund i bassengene. I basseng med flere sund beregnes flødet gjennom sundene, og etterfølgende innlagring i omgivende basseng, sekvensielt, dvs. for hvert sund for seg, og ikke parallellt (samtidig). Dette forenkler beregningene vesentlig. I modellen er den barokline signalhastigheten uendelig (horisontalt integrert modell). Dette er motsatt forholdet i reelle fjorder hvor signaler om forandringer i lagdelingen vanligvis er mindre enn 1 m/s. Dette betyr at i en reell fjord vil det ta en viss tid før forandringer i lagdelingen årsaket av vannutbyte i et sund blir merkbar i fjordens eventuelle andre sund. Dette faktum rettferdiger en sekvensiell behandling i kombinasjon med et relativt langt tidssteg. I modellen brukes for integrasjonen tidssteget 5 timer eller kortere.

### A 3.2 Nettotransporten av vann gjennom de ulike sundene.

Sammenlignet med ferskvannstilførselen til Frierfjorden er ferskvannstilførselen til de andre fjordområdene neglisjerbar. Gjennom at transportene i sundene beregnes sekvensielt må en gi fordelingen av nettotransport av vann gjennom sundene. Ved å prøve forskjellige fordelinger ved middelvannføring i Skienselva og forlange at den beregnede midlere vannstandsforskjellen mellom Langesundsbukta og et gitt basseng skal være uavhengig av hvilken vei en går fra Langesundsbukta til bassenget fåes følgende omtrentlige fordeling av netto vanntransport, årsaket av vanntilførselen fra Skienselva, på de ulike sundene; sund nr.1: 70%, nr.2: 100%, nr.3: 2%, nr.4: 28%, nr.5: 2% og nr.6: 30%.

### A 3.3 Blanding i sundene.

Vann som strømmer gjennom et sund mellom to basseng kan få spesielt høy hastighet ved havoverflaten hvis det er stor tetthetsforskjell mellom de to bassengene. Derved kan medrivning av underliggende vann induseres. Dette er et fenomen som er observert i Breviksundet der det brakke vannet fra Frierfjorden ved utflødet til Langesundsfjorden river med seg underliggende vann slik at saltholdigheten ofte blir omtrent doblet. I modellen simuleres dette gjennom at vann fra et 5 m tykt lag under overflatelaget blir oppblandet i det innstrømmende vannlaget ved overflaten. Volumfluksen av det oppblandete vannet er satt til 20% av volumfluksen av innstrømmende overflatevann, noe som gir omtrent en dobling av innstrømmende vannets saltholdighet.

Modellberegningene viser at det til tider, spesielt i forbindelse med sterk opp- eller nedstrømming i kystvannet, kan bli forholdsvis høye strømhastigheter straks over terskeldypet. Ved slike tilfeller burde strømmen kunne skape en vesentlig blanding også på disse dyp selv om det ikke utvikles en tung bunnstrøm i fjorden. Dette er foreløpig ikke medtatt i modellen.

#### A 3.4 Vertikal blanding i bassengvannet.

Tidevannsstrømmene i sundene genererer indre tidevannsbølger. Disse svarer for turbulensdannelse og vertikal blanding i fjordbassengene. Det er lett å anslå amplituden av tidevannsstrømmene i de fleste sund. For sundene 3 og 4, mellom Langesundsfjorden på den ene siden og Ormefjorden respektive Håøyfjorden på den andre siden, er det imidlertid ikke så enkelt og en skulle trenge å lage en spesiell modell (eller måle). Det er imidlertid god grunn til å anta at tidevannsstrømmene i disse to sundene har liten amplitude hvorfor vi i modellen neglisjerer tidevannsstrømmene i disse sundene. Tidevannsstrømmene i disse sundene bidrar altså ikke i modellen til blandingen i terskelbassengene.

#### A 3.5 Oksygenutveksling gjennom havoverflaten.

I modellen beregnes oksygenutvekslingen gjennom havoverflaten. Det matematiske formelverket i Stigebrandt (1991a) blir derved brukt. Dette er utprøvd med tilfredsstillende resultater vha. data fra Østersjøen og omgivende havområder. En kan nå i modellresultatene bl.a. se effekter av primærproduksjonen i fotiske sonen som en til tider meget markert overmetning med oksygen, ofte med maksimum omkring 10 m dyp. Modellen for oksygenutveksling gjennom havoverflaten ble utviklet helt nylig og dens eksistens kunne ikke forutsis da vi ved prosjektstarten planla målingene for intensivperioden i 1988. Vi har derfor ikke data for å teste disse beregningene. Utifra erfaringer fra andre områder ser resultatene ut å være fornuftig.

#### A 3.6 Nitrifikasjonsrater.

Ammonium oksyderes bakterielt til nitrat med nitritt som mellomprodukt. I Stigebrandt (1991b) ble ratekonstanten for nitrifikasjonsprosessen bestemt for terskelbasseng til ca.  $0.18 \text{ døgn}^{-1}$  ved temp.  $0^\circ\text{C}$ . Denne ratkonstant ser ut å passe godt også for terskelbassengene i Grenlandsfjordene. For å få observerte og beregnede ammoniumkonsentrasjoner å passe i overflatelaget har vi vært nødt å redusere ratkonstanten i dette lag til en tiendel av



verdien i terskelbassengene. Årsaken til den lave nitrifikasjonsraten i overflatelaget er formodentlig at dagslyset virker hemmende på nitrifikasjonsprosessen, noe som er kjent fra litteraturen.

#### A 3.7 Synkehastigheten for brakkvannsplankton.

For å få bedre overensstemmelse mellom observert og beregnet konsentrasjon av brakkvannsplankton i Langesundsfjorden reduserte vi synkehastigheten for brakkvannsplankton fra 1.5 m/døgn (brukt i Stigebrandt & Molvær, 1990) til 0.75 m/døgn. Denne endring gir bare små konsentrasjonsforandringer av brakkvannsplankton i Frierfjorden siden det i denne fjorden er oppholdstiden for brakkvannet og ikke synkehastigheten for plankton som er kritisk for oppblomstringer av brakkvannsplankton. Blomstringenes følsomhet for synkehastigheten til brakkvannsplankton i Langesundsfjorden henger sammen med at brakkvannslaget her er mye tynnere enn i Frierfjorden. Med en altfor høy synkehastighet vil brakkvannsplankton synke ut av laget før det har rukket å formere seg og derved er en helt nødvendig forutsetning for blomstring ikke oppfylt.

#### A 4. Forslag til videreutvikling av Grenlandsfjordmodellen.

Ved modellsimuleringene med den koplede modellen har vi gjort en del erfaringer som kan komme til nytte for å forbedre modellen ved fremtidige simuleringer. De viktigste av disse omtales nedenfor.

For å oppnå en bedre beskrivelse av spredningen av trefiber bør en ha flere trefiberfraksjoner i modellen. Spesielt en eller to tyngre fraksjoner som eroderes fra elvebunnen ved flom. Det er meget ønskelig å få bedre kjennskap til fiberets egenskaper mht absorpsjon og spredning av lys, synkehastighet for ulike fraksjoner samt biokjemisk nedbryting i vannsøyle og bunnsediment.

For å få en bedre beskrivelse av effektene og spredningen i tid og rom av farvet oppløst organisk materiale skulle en trenge en eller flere tilstandsvariabler i modellen. En trenger også bedre kjennskap til dette materialets optiske og biokjemiske egenskaper (lyssvekkelse, nedbrytingsrate og kjemisk sammensetning).

Klorofyll a synes ikke å være entydig relatert til mengden marint partikulært organisk materiale. I fotisk sone årsaker nettoproduksjon av organisk materiale et markert oksygensignal som allerede nå beregnes av modellen. For å kunne bestemme nettoproduksjonen fra oksygensignalet må en i fremtiden måle oksygen også i fotisk sone.

I perioder vil formodentlig beiting fra dyreplankton være en viktig faktor for bestanden av planteplankton i Grenlandsfjordene. En bør derfor vurdere å ta med dyreplankton i modellen.

Modellen gir tidsutviklingen av bunndyr på alle dyp. Bunndyrene står i modellen for mesteparten av nedbrytingen av marint organisk materiale så lenge som oksygenkonsentrasjonen i overliggende vann er  $>2$  ml/l. Bunndyrsmodellen som brukes ser ut å fungere godt men har ikke kunnet testes siden det ikke foreligger kvantitative data som beskriver tids- og rumsfordeling av integrert mengde av bunndyr i fjordene (målt f.eks. som g C/m<sup>2</sup>). Slike data skulle være meget verdifulle for modelltest og for å gi oppslag til mulige forbedringer av den bentiske delen av modellen.

## 5. Litteraturliste for appendiks.

- Molvær, J. og A. Stigebrandt, 1991: Underøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Undersøkelser av vannutskiftning i fjordene. NIVA, Rapport 450/91.
- Stigebrandt, A. 1991a: Computations of oxygen fluxes through the sea surface and the net production of organic matter with application to the Baltic and adjacent Seas. *Limnol. Oceanogr.*, 36, 444 -454.
- Stigebrandt, A., 1991b: On the rate of nitrification in fjords. (manuscript).
- Stigebrandt, A. og J. Molvær, 1990: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 2. Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringssalter, oppløst og partikulært materiale. NIVA, Rapp. No. 428/90. 74 sid.
- Stigebrandt, A. og J. Molvær, 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 6. Modellberegninger av miljøeffekter i Langesundsfjorden - Eidangerfjorden. NIVA, Rapp. No. 4xx/91. 59 sid.

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-2043-7