



Rapport 476|91

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

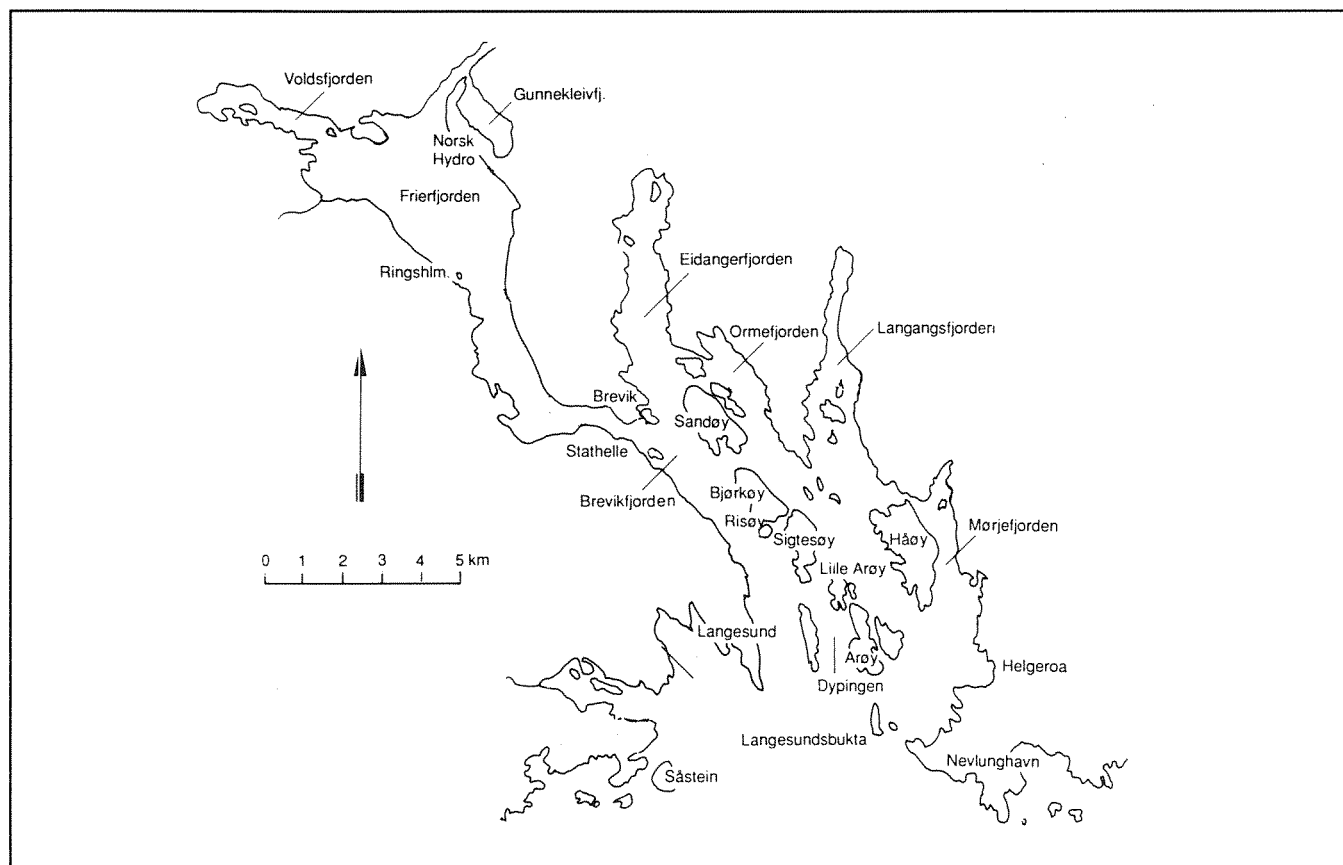
Utførende institusjoner

NIVA,
Ancylus


Undersøkelse av eutrofiering i **Grenlandsfjordene** 1988-89

Delrapport 6:

Modellberegninger av miljøeffekter i Langesundsfjorden- Eidangerfjorden



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-800378	Undernr.:
Løpenr.: 2692	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89 Delrapport 6 Modellberegninger av miljøeffekter i Langesundsfjorden - Eidangerfjorden	Dato: 14/9-91	Trykket: NIVA 1991
Forfatter(e): Anders Stigebrandt, Ancylus Jarle Molvær, NIVA	Faggruppe: Marinøkologi	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: 59	Opplag: 135

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Overvåkingsrapport nr. 476/91. TA 811/91).	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

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

Fra Frierfjorden tilføres Langesundsfjorden fosfor i hovedsak som fosfat og fosfor bundet til brakkvannsplankton. Effekten av fosfortilførselen er forholdsvis liten mht. midlere siktedyp og sedimentering av organisk materiale i dypvannet. En halvering av fosfortilførselen til Frierfjorden vil imidlertid omtrent halvere konsentrasjonen av planteplankton i overflatelaget under store planktonoppblomstringer og dermed gi klart bedre siktedyp i slike situasjoner - spesielt i Eidangerfjorden. Redusert tilførsel av oppløst farget materiale gjennom brakkvann fra Frierfjorden vil klart forbedre siktedypet. På den annen side kan større siktedyp medføre en mindre økning i oksygenforbruket i dypvannet.

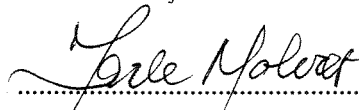
4 emneord, norske

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

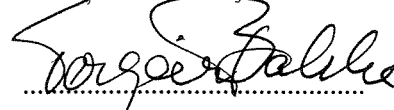
4 emneord, engelske

1. Monitoring
2. Langesund fjord
3. Water quality model
4. Nutrients

Prosjektleder


Jarle Molvær

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2048-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

O-800378

UNDERSØKELSE AV EUTROFIERING I GRENLANDSFJORDENE 1988-89

DELRAPPORT 6

MODELLBEREGNINGER AV MILJØEFFEKTER I
LANGESUNDSFJORDEN - EIDANGERFJORDEN

Gøteborg/Oslo, 14/9 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 Eidangerfjorden - Brevikfjorden - Langesundsfjorden basert beregningsresultater 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 fagassistentene 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 LANGESUNDSFJORDEN - EIDANGERFJORDEN	7
2.1 Bakgrunnsdata	7
2.2 Oseanografiske forhold	8
3. MODELLBEREGNINGER	14
3.1 Bruk av data for initialtilstand og drivning av modellen	15
3.2 Simulering av nåværende forhold	17
4. SIMULERING AV FORHOLDENE MED REDUSERTE UTSLIPP TIL FRIERFJORDEN	24
4.1 Forutsetninger	24
4.2 Resultat	24
5. KONKLUSJONER	28
6. REFERANSER	30
7. FIGURER TIL KAPITTEL 2 OG 3	32
APPENDIKS: Grenlandsfjordmodellen	50

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. Beregnede konsentrasjoner 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 at tilførselen fra Frierfjorden i hovedsak består av uorganisk fosfor (fosfat). Det meste av fosforet eksporteres videre, mest til Langesundsbukta men også til Håøyfjorden og Ormefjorden.

Fra Frierfjorden tilføres også fosfor bundet til brakkvannsplankton. Det er en viss nettoproduksjon av brakkvannsplankton i Langesundsfjorden. Eksporten går hovedsakelig til Langesundsbukta men også til Håøyfjorden og Ormefjorden. Pga. lav synkehastighet er det bare en liten del av brakkvannsplankton som synker ned i Langesundsfjordens dypvann.

Det er stor nettoproduksjon av marint plankton i fjorden samt en mindre import fra Håøyfjorden. Eksporten går til Frierfjorden og Langesundsbukta samt til fjordens eget dypvann.

3) Tilførselen av fosfor via Frierfjorden 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 en f. eks. en halvering av fosfortilførselen vil omtrent halvere den maksimale planktonkonsentrasjonen. Dette vil ha størst betydning i områder hvor brakkvannet kan bli liggende i lengre perioder slik at maksimale blomstringer kan utvikles (Eidangerfjorden).

vil også gi klart forbedret siktedyp. Denne konklusjon får støtte gjennom den forbedring av siktedypet med ca. 1 m som er konstatert skjedd i Frierfjorden fra 1988 til 1990 som følge av en reduksjon av utslippene av oppløst organisk materiale fra Union bruk med nesten 60%. Et økt siktedyp vil gi opphav til en noe økt produksjon av marint plankton 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 skyldes at den økte planteproduksjonen i det intermediære laget gir opphav til økt vertikal fluks av organisk materiale ned i terskelbassenget. I Langesundsfjorden - Eidangerfjorden er denne effekten imidlertid forholdsvis liten siden det meste av organisk materiale som produseres i fjorden vil bli eksportert til kystvannet pga. det store terskeldypet mot Langesundsbukta og den korte oppholdstiden for vannet over terskeldypet.

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 i første rekke 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 nærings saltutslipp til Frierfjorden og eutrofiering både i Frierfjorden og i fjordområdet utenfor Brevik. Spesielt skal beskrives sammenheng mellom tilførsel av nærings salter og siktedyp og klorofyll a i overflatelaget respektive oksygenforhold i dypvannet. Eksporten av nærings salter til kystvannet skal også kvantifiseres.

For hver av hovedbassengene i Grenlandsfjordene blir det utgitt en separat rapport. Frierfjorden er allerede beskrevet i delrapport 2 hvor også den brukte matematiske grunnmodellen er beskrevet. Hovedbassenget omfattende fjordområdet Langesundsfjorden - Brevikfjorden - Eidangerfjorden blir beskrevet i denne rapporten. De øvrige hovedbassengene, Ormefjorden og Håøyfjorden, blir beskrevet i delrapport 7 og 8. Hvor ikke eksplisitt sies noe annet i denne rapporten betyr Langesundsfjorden hele fjordområdet Langesundsfjorden - Brevikfjorden - Eidangerfjorden.

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 nåværende forhold 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.

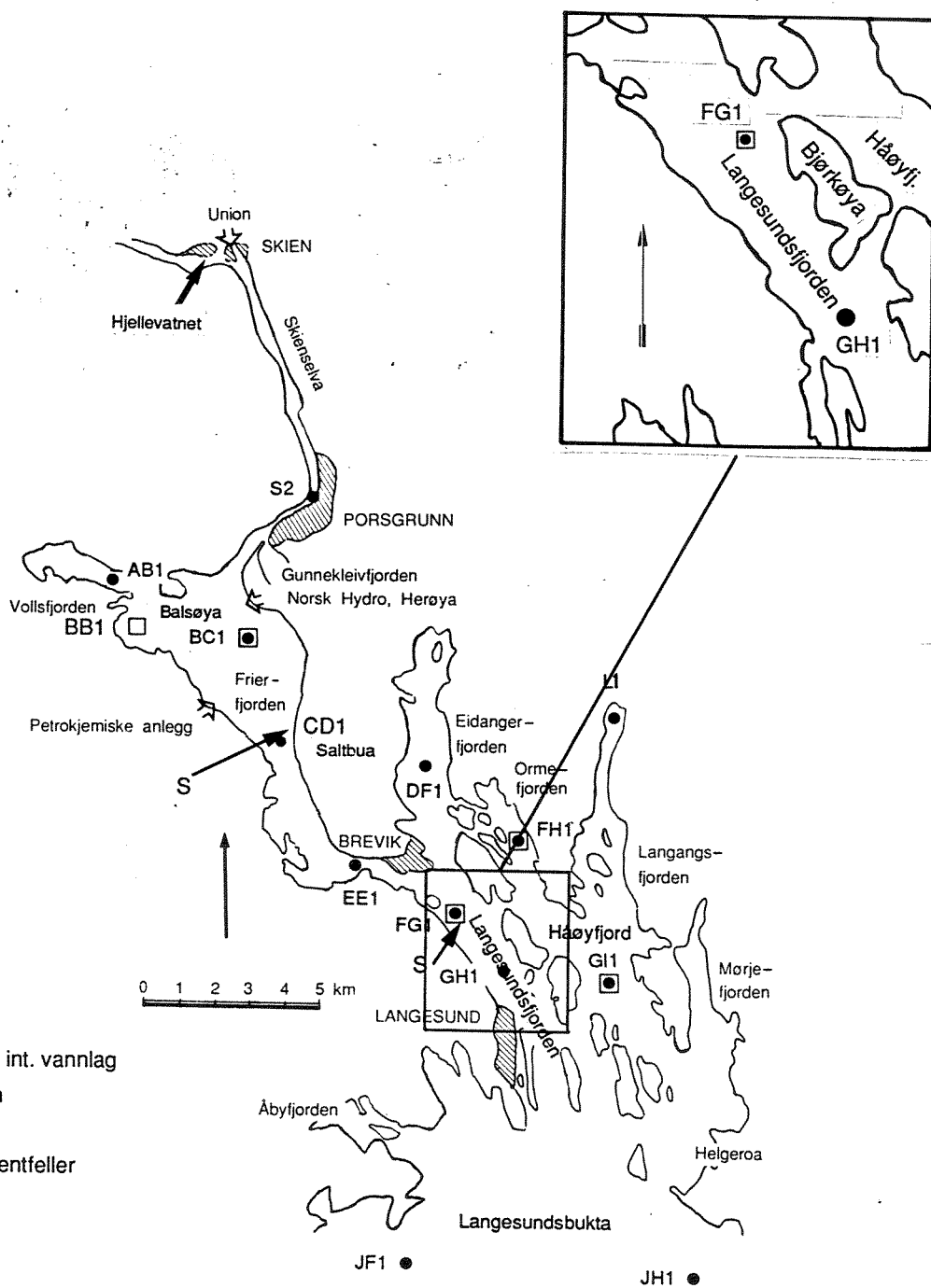


Fig. 2.1 Kart over Grenlandsfjordene med innregnede prøvetakingsstasjoner.

2. BESKRIVELSE AV LANGESUNDSFJORDEN-BREVIKFJORDEN-EIDANGERFJORDEN.

2.1 Bakgrunnsdata.

Fjordområdet areal og volum i ulike dyp er gitt i Tabell 2.1. Over terskeldypet har området god forbindelse med Langesundsbukta (sund 1), se kart i Fig. 2.1 og Tabell 2.2. Fjordområdet har også forbindelse med Frierfjorden (Breviksundet, sund 2), med Ormefjorden (Sandøysundet + Ulesundet, sund 3) og med Håøyfjorden (Kalvsundet + Kjerringleden, sund 4).

Tabell 2.1 Langesund-Brevik-Eidangerfjordens areal og volumforhold i ulike dyp.

dyp (m)	areal (km ²)	volum (km ³)
0	15.78	0.7487
10	12.30	0.6083
25	9.52	0.4460
50	6.58	0.2473
75	5.02	0.1023
100	2.24	0.0153
110	0.54	0.0014
123	0	0

Tabell 2.2 Terskeldyp, bredde ved havoverflaten og areal av sundene til Langesund-Brevik-Eidangerfjorden.

sund (nr)	terskeldyp (m)	bredde ved havoverfl. (m)	areal (m ²)
1	55	1200	17400
2	23	200	2825
3	10	80	440
4	29	350	6660

Tilførselen av ferskvann er helt dominert av tilførselen fra Skiens-elva (ca. 60 - 1000 m³/s) via Frierfjorden og Brevikundet. En mere detaljert beskrivelse av topografi og ferskvannsavrenning finner en i Molvær og Stigebrandt (1991). Dominerende mengder av nærings-salter fra avrenning fra land og industri kommer fra Frierfjorden og de lokale bidrag er svært små sammenlignet med disse, se Ibrekk og Gulbrandsen (1989).

2.2 Oseanografiske forhold.

2.2.1 Lagdeling og vannmasser.

En kan dele opp Langesundsfjordens vann i tre forskjellige vannmasser, se Fig. 2.2. Nærmest havoverflaten er et 1-5 m tykt brakkvannslag med saltholdighet i intervallet 5 - 15 (psu) pga. den ofte store ferskvannstilførselen fra Skienselva. På grunn av sin lave tetthet sprer seg dette laget utover mot Langesundsbukta. Overstrømming av brakkvann skjer også til Ormefjorden og Håøyfjorden. Brakkvannslaget inneholder høye konsentrasjoner av næringssalter, spesielt av 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 finner en det intermediære laget. Dette laget ventileres effektivt, først og fremst gjennom fluktuasjoner i tetthetsfeltet i Langesundsbukta og oppholdstiden er anslått til å være av størrelsesorden 10 dager (se Molvær og Stigebrandt, 1991).

Under terskeldypet mot Langesundsbukta finner en basseng- eller dypvannet. Dette blir vanligvis fornyet 1-2 ggr i løpet av vinterhalvåret. Oksygenforholdene i bassengvannet blir dårligere utover høsten og et minimum på 2 - 2.5 ml/l er vanlig. I oktober 1988 ble det imidlertid observert oksygenkonsentrasjoner helt ned til 1.3 ml/l.

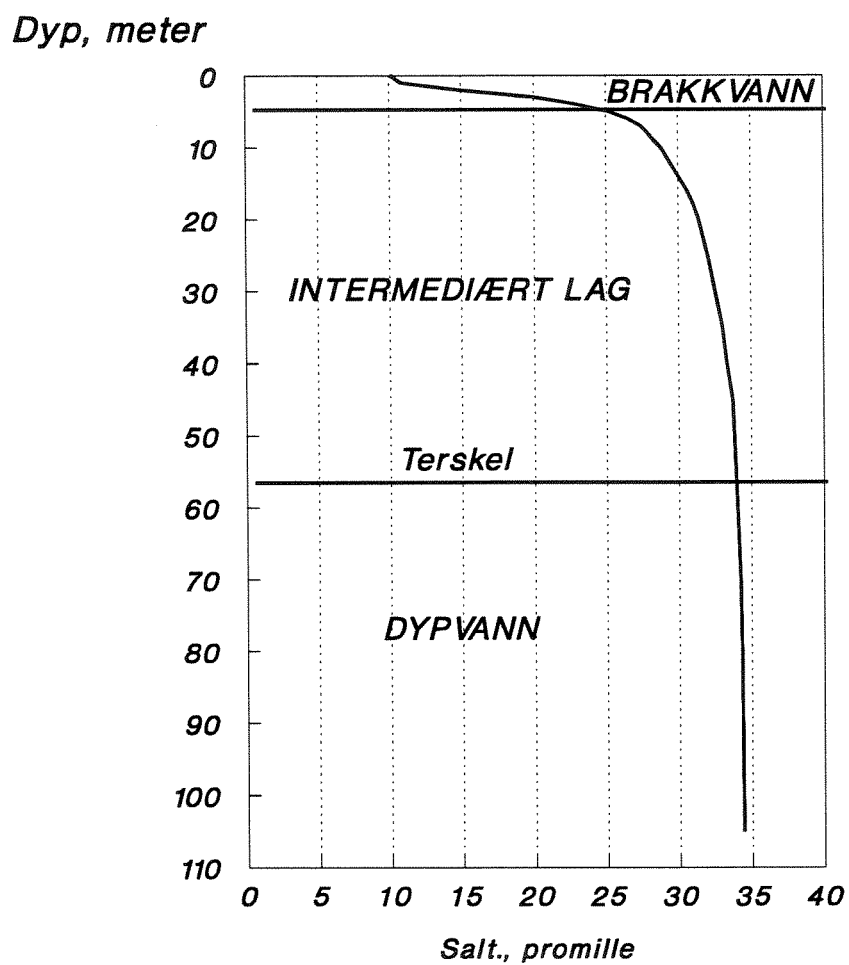


Fig. 2.2 Langesundsfjordens vannmasser - prinsippskisse.

2.2.2 Tidligere undersøkelser

En sammenfatning av hydrografiske, hydrokjemiske og biologiske undersøkelser i Grenlandsfjordene fram til 1972 ble utarbeidet som grunnlag for den første brede kartleggingen av forurensningstilstanden i området i 1974-76 (Johansen og medarbeidere, 1973). For dette tidsrommet henviser vi til ovennevnte rapport, men vil nevne at de tidligste opplysninger om miljøforholdene i Grenlandsfjordene går helt tilbake til 1897-98. Høsten 1898 ble det påvist oksygen ned til mer enn 60 m dyp i Frierfjordens dypvann, men hydrogensulfid nær bunnen. I Langesundsfjorden ble det bare målt oksygen til 60 m dyp, hvor konsentrasjonen var 5.7 ml O₂/l.

Undersøkelsene av miljøforholdene fikk for alvor omfang i 1970-årene gjennom NIVAs undersøkelser mht. eutrofi og miljøgiftproblemer i tidsrommet 1974-76 (Molvær og medarb., 1979), med oppfølgende undersøkelser fram til 1985. Deretter ble det i hovedsak overvåking av forurensning av miljøgifter fram til 1988. Viktig var også de undersøkelsene som i tidsrommet 1973-76 ble utført av Statens biologiske stasjon Flødevigen (SBSF) og NIVA i forbindelse med planlegging av kjernekraftanlegg i Grenland og Brunlanesområdet og senere fiskeribiologiske undersøkelser av SBSF (se bl.a. Dahl og medarb., 1983).

Alle disse undersøkelsene har bidratt til den generelle kunnskapen om naturtilstand og effektene av utslipp av næringssalter og organisk stoff til fjordområdet. De danner således basis for undersøkelsene i 1988-89.

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 Langesundsfjorden tatt vannprøver fra 70, 80 og 105 m dyp. Disse ble analysert mht. saltholdighet, temperatur og oksygen. De øvrige tilstandsvariablene ble bestemt for 70 og 105 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 dypvannsutsiftning 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 Langesundsfjorden.

Saltholdighetsobservasjonene (Fig. 3.4a) viser et markert sprangsjikt på 2-5 m dyp. I det intermediære laget var det innstrømming av saltere og derved tyngre vann i midten av april, månedsskiftet april - mai og i slutten av juni. Flere innstrømminger 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 både nitrat (Fig. 3.9a) og ammonium (Fig. 3.10a) i overflatelaget under hele perioden, med minimum i slutten av juni. En meget høy ammoniumkonsentrasjon på 20 m dyp i slutten av april avvek fra det normale. Fosfatkonsentrasjonene var lave i overflatelaget fra slutten av mars og til slutten av testperioden (Fig. 3.6a). En meget høy verdi i overflatelaget i slutten av april avvek fra det normale.

Klorofyllmålingene, presentert i Fig. 3.7a, viser maksimum under overflatelaget i slutten av april. I overflatelaget opptrådte maksima i begynnelsen av juni og i begynnelsen av juli. Siden saltholdigheten i de øverste 2-3 m var 5-10 psu i disse periodene er det sannsynlig at det var brakkvannarter som blomstret, se Källqvist (1990). I siste halvdel av juli var det stort sett tomt for klorofyll i Langesundsfjorden. I august og september skjedde oppblomstring av dinoflagellater. Denne oppblomstringen er podet av en blomstring i kystvannet, se Källqvist (1990).

Oppstrømningen av tyngre vann ved kysten i midten og slutten av april, se Fig. 3.1, medførte at bassengvannet i Langesundsfjorden ble utskiftet med nytt friskt vann utenfra. Dette er tydelig i alle variablene (Fig. 3.13a - 3.18a). Oppstrømningen ved kysten i slutten av juni ga opphav til en mindre innstrømning til største dyp.

I Stigebrandt et al. (1990) ble oksygenforbruket i Langesundsfjordens dypvann bestemt for syv stagnasjonsperioder i 1974 og 1988. For fire av disse var oksygenforbruket ca. 0.2 ml/l/mnd. To perioder hadde et oksygenforbruk på 0.54 resp. 0.73 ml/l/mnd og en periode (7/9 - 6/10 -88) hadde et oksygenforbruk på 2.63 ml/l/mnd. Disse målingene diskuteres nedenfor. Næs (1991) bestemte midlere oksygenforbruk under 20 m til ca 0.3 ml/l/mnd ut fra sedimentfellemålinger og målinger av akkumulasjonsrater av organisk materiale i bunnsediment. Drøyt halvparten av oksygenforbruket ble tilskrevet nedbryting av marint organisk materiale og resten materiale av terrestrisk opprinnelse.

Ved nedbryting av organisk materiale som er oppbygget etter Redfields forhold forventer man at det frigjøres ca. 71 μgN og 9.9 $\mu\text{g P}$ for hver

ml O₂ som blir oppbrukt. I Tabell 2.3 nedenfor vises målt utvikling på 70 og 105 m dyp på stn. FG1 under perioden 14/7 - 6/10 1988 da det var stagnante forhold. En finner at på 105 m stemmer forventingene mellom oksygenforbruk og produksjon av nitrat og fosfat rimelig godt for perioden frem til 10/8. Fra målingene 7/9 finner en at oksygenforbruket er endel større enn hva økningen av fosfat og nitrat skulle tilsi. For hele perioden frem til 6/10 er oksygenforbruken 2.93 ml/l samtidig som produksjonen av fosfat og nitrat tilsvarer et oksygenforbruk på ca. 1.3 ml/l. Årsaken til dette kan være at det utover sensommer og høst, med formodentlig stor tetthet av bentiske organismer, oppstår mangel på ferskt marint organisk materiale. Organismene er da nødt å spise terrestrisk materiale (fattig på N og P) som finnes opplagret i bunnsedimentet. Denne hypotese kan imidlertid ikke styrkes pga. mangel på data. På 70 m dyp er det hele perioden synkende nitrat- og fosfatkonsentrasjoner til tross for stort oksygenforbruk. Vi har ikke funnet frem til noen rimelig forklaring til dette, delvis pga. at det ikke foreligger målinger fra terskelnivå slik at vertikale turbulente transporter kan beregnes.

Tabell 2.3. Observasjoner på 70 og 110 m dyp på stn FG1 i Langesundsfjorden i perioden 14 juli - 6 oktober 1988.

Dato	14/7		10/8		7/9		6/10	
	70	105	70	105	70	105	70	105
Dyp (m)	70	105	70	105	70	105	70	105
O ₂ (ml/l)	5.25	4.23	4.90	3.63	4.34	2.90	1.41	1.30
PO ₄ (µg/l)	26	47	23	52	20	56	20	60
NO ₃ (µg/l)	178	200	146	235	155	255	117	290
NH ₄ (µg/l)	3	6	12	16	4	8	6	8

3. MODELLBEREGNINGER

Grunnmodellen og det som er spesielt for den koplede modellen er beskrevet i Appendiks til denne rapporten. Vi nevner her bare helt kort noen av de forandringer som er innført i grunnmodellen. Når det gjelder nitrifikasjon bruker vi nå ulike ratekonstanter i den opplyste (grunne) resp. i den mørke (dype) delen av vannmassen. Videre beregner vi nå utvekslingen av oksygen gjennom havoverflaten. For å få bedre overensstemmelse mellom observert og beregnet konsentrasjon av brakkvannsplankton i Langesundsfjorden har vi redusert synkehastigheten for brakkvannsplankton fra 1.5 m/døgn 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.

I delrapport 2 (Stigebrandt & Molvær, 1991) ble interessen fokusert på utslipp av farvet oppløst organisk materiale. Det ble beregnet at utslippene av disse var hovedårsaken til det generelt dårlige siktedypet i Frierfjorden for perioden fram til og med 1988. Vi kan nå konstatere at denne konklusjonen ser ut å være riktig. Utslippene fra Union har blitt redusert fra 11.6 tonn/d i 1988 til 5.0 tonn/d i 1990, en reduksjon med 57%. Dette gir en reduksjon av k_0 fra 0.20 til ca 0.09 (k_0 er bidraget fra oppløste antropogene stoffer til den vertikale svekningskoeffisienten for det fotosyntetisk aktive lyset, se delrapport 2 sid. 43). Dette i sin tur vil øke midlere siktedyp fra ca. 3 m til ca 3.85 m, dvs en økning med bortimot 1 meter fra 1988 til 1990. Den predikterte økningen av siktedypet stemmer godt med den økning i siktedyp som er observert siden 1989. Det kan nevnes at utslippene av trefiber i samme tidsrom minsket med bare ca 10% og derfor ikke kan ha bidratt vesentlig til den observerte økningen av siktedypet. Med den gjennomførte reduksjonen av utslipp av farvet

organisk materiale vil, ifølge våre beregninger, effekten av fiber og oppløst organisk materiale nå være av omtrent samme størrelsesorden (med omtrentlige bidrag til vertikale svekningskoeffisienten ved midlere vannføring i Frierfjorden på henholdsvis 0.05 og 0.09). Denne konklusjonen er i samsvar med optiske målinger i Skienselva den 7/8 1990 som viste at partikler inkl. plankton denne dagen spilte en noe større rolle enn oppløst organisk materiale (Sørensen, 1991).

Modellen har simulert dels nåværende utslippsforhold (1988) og dels forhold med reduserte utslipp. Vi starter med å kort beskrive hvordan modellen er dreven av ytre forhold. Deretter presenteres modellresultatene for nåværende utslippsforhold. 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 Langesundsfjorden 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, jf. Næs (1991). 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.

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

Modellen er dreven av døgnmiddel av observerte meteorologiske forhold ved Langøytangen fyr og av observert ferskvanns- og nærings salttilførsel 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 $\mu\text{g}/\text{l}$ 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. vår oppblomstringen. 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 $\text{Chl}(20)$ på 20 m, jf. Aure & Stigebrandt (1990). Målt som klorofyll, Chl [$\mu\text{g}/\text{l}$], er fordelingen under 20 m dyp beskrevet av eksponentialfunksjonen $\text{Chl} = \text{Chl}(20)e^{-(z-20)/50}$, 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.

3.2 Simulering av nåværende forhold.

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 omtrent 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 Langesundsfjorden. Det er store likheter mellom beregnede og observerte felt. Det beregnede sprangsjiktet på 1-3 m dyp er skarpere enn det observerte. Dette skyldes hovedsakelig at blandingen, spesielt i sundene (med en helt dominerende innflytelse fra sund 2, Breviksundet) 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. Vannutvekslingen med Frierfjorden er ifølge Tabell 2.1, sund 2, noe mindre enn det som ble rapportert i Stigebrandt & Molvær (1990). Dette skyldes at modellen for Frierfjorden ble dreven av observerte forhold i Langesundsfjorden. Foreliggende modell er dreven av observerte forhold i Langesundsbukta.

Midlere innstrømming av kystvann til Langesundsfjorden, gjennom sund 1, er beregnet å være $677 \text{ m}^3/\text{s}$. Dette er omtrent samme verdi som formelen i Stigebrandt og Aure (1990) gir. Basert på denne vannutskiftningsraten er midlere oppholdstid for vannet over terskeldypet i Langesundsfjorden - Eidangerfjorden ca 9 dager, se også Molvær og

Stigebrandt (1991). Midlere oppholdstid for overflatelaget, 0 - ca. 3 m, er omtrent 2 dager. Oppholdstiden for overflatelaget er kortere sør Brevik og lengre i Eidangerfjorden hvor overflatevannet, spesielt ved vind fra syd, kan bli liggende i lengre perioder, se Källqvist (1990).

Tabell 3.1 Midlere vannutveksling (m^3/s) gjennom sundene 1 til 4.

Utstrømning fra Langesundsfjorden er betegnet negativ. Sund 1 = forbindelsen med kystvannet, sund 2 = forbindelse med Frierfjorden, sund 3 = forbindelse med Ormefjorden og sund 4 = forbindelse med Håøyfjorden.

	sund 1	sund 2	sund3	sund4	Sum
Inn	677	570	17	184	1448
Ut	-976	-144	-25	-303	-1448
Netto	-299	426	-8	-119	0

Fig. 3.6 viser observert og beregnet fosfatkonsentrasjon. Bortsett fra noen høye målte verdier (i overflatelaget i slutten av april og på 20 m i månedsskiftet juni-juli) er de beregnede nivåene omtrent som de observerte.

Fig. 3.8a og b viser beregnet klorofyll i marint plankton og i brakkvannsplankton og Fig. 3.7b viser summen av disse. For brakkvannslaget stemmer beregnet og observert klorofyll (Fig. 3.7a) rimelig godt selv om tidspunktene for oppblomstringene ikke er helt i samsvar med observasjonene. For å få til riktig amplitude på blomstringene har vi, som nevnt ovenfor, redusert fallhastigheten for brakkvannsplankton fra 1.5 m/døgn, de verdi som vi brukte for Frierfjorden i delrapport 2, til 0.75 m/døgn. Under brakkvannslaget og ned til 20 m dyp beregner modellen tre maksima; i midten av april, i slutten av juli og i begynnelsen av september. Dette stemmer temmelig bra med målingene men modellen gir sannsynligvis altfor høye planktonkonsentrasjoner. En interessant forskjell mellom blomstringene er at noen er hovedsakelig lokal og noen er stort sett importert. Spesielt blomstringen i juli ser ut å være lokal siden det ikke ble registrert høye klorofyllkon-

sentrasjoner i Langesundsbukta i dette tidsrom. Den lokale karakteren av blomstringen viser seg også gjennom at det samtidig er stor overmetning med oksygen (Fig. 3.8c). Blomstringen med maksimum i begynnelsen av september er derimot 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 modellen ser ut å beregne noe høyere fosfatkonsentrasjoner enn hva som ble målt nettopp ved blomstringene i april og juli. Dette har sikkert medvirket til en forhøyet planktonproduksjon i modellen. En annen 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 tredje 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. To høye ammoniumverdier som ble målt på 20 m i slutten av april resp. juli kommer ikke frem i modellresultatene.

Ved simuleringen av Frierfjorden, delrapport 2, fikk vi altfor lave verdier av ammonium og nitrat i overflatelaget. Dette skyldes dels en feil ved innlesningen av utslippsdata til beregningsmodellen dels at vi brukte altfor lave nitratkonsentrasjoner i elvevannet, se kap. 3.1. Vi får nå bedre overensstemmelse mellom beregnede og observerte

ammonium- og nitratkonsentrasjoner også i Frierfjorden selv om vi fortsatt får generelt lavere konsentrasjoner enn hva som ble målt på stn. BC1. Som diskutert i delrapport 2 beror dette på at utslippene av ammonium og nitrat gjøres nær BC1 hvorfor full fortykning ikke er oppnådd når utslippsskyene passerer BC1.

3.2.2 Dypvannet

Modellresultatene gjengir den fullstendige utskiftningen av bassengvann i april måned, se f.eks. Fig. 3.13b og 3.14b som viser beregnet saltholdighet og temperatur i dypvannet. Ifølge modellerresultatene har det vært en innstrømning til bassenget i månedsskiftet juni-juli. 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.

Fig. 3.13a viser tre større innstrømninger av saltere vann over terskeldypet, sentrerte rundt dag nr. 120, 145 og 180. Disse kommer godt frem i beregningene (Fig. 3.13b). Den første og siste av innstrømningene medførte utskiftning av bassengvann. Generelt er det god overensstemmelse mellom observert og beregnet saltholdighet. Observert og beregnet temperaturutvikling (Fig. 3.14) er også i godt samsvar. Den vertikale diffusjonen på større dyp i bassengvannet ser ut å være noe større i modellen enn i fjorden. Dette gir utslag i noe høyere temperatur og lavere saltholdighet enn hva som ble målt mot slutten av testperioden. Oksygenmetningen i beregningsresultatene er høyere enn den målte (Fig. 3.15). Man skal dog merke seg at observasjonene i oktober er tvilsomme, jf. drøftingene i kap. 2.2.3.2. Den utskiftning av bassengvann i månedsskiftet juni-juli som en kan se i observert salinitet er ikke synlig i observert oksygen og næringsalter. Fig. 3.17 viser at beregnet og observert utvikling av nitrat stemmer temmelig godt på store dyp. Høyere opp i bassengvannet gir modellen høyere konsentrasjoner enn hva som ble målt. For fosfat (Fig. 3.16) gir modellen mye lavere konsentrasjoner enn observert på største dyp. Vannutskiftningen i månedsskiftet juni-juli er meget markert i modellresultatene, men ikke synlig i observasjonene. Dette ser ut å være hovedårsaken til uoverensstemmelsen. Økningen av fosfatkonsentrasjonen

i august og september stemmer rimelig godt med observasjonene. Modellen gir for dypvannet generelt lavere ammoniumkonsentrasjoner enn observert (Fig. 3.18). De beregnede høye verdiene i månedsskiftet juni-juli henger sammen med at det innstrømmende tunge vannet hadde høy konsentrasjon av ammonium, jf. Fig. 3.3.b.

For perioden 5/7 - 24/9 1988 var oksygenforbruket i modellen 0.39 ml/l/mnd og fra observasjonene fåes ca. 0.3 ml/l/mnd for omtrent samme periode (Stigebrandt et al. 1990), noe som også Næs (1991) estimerte fra sedimentfellemålinger. 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 Langesundsfjordens bunnsediment er oksygenforbruket ca. 0.01 ml/l/mnd per 50 gC/m² 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.

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, spesielt om man tar i betraktning at en del av måleresultatene er tvilsomme og at det mangler inndata under 20 m dyp i Langesundsbukta for de biokemisk aktive tilstandsvariablene. Man kan konkludere med at modellen synes å fungere også for dypvannet.

3.2.3. Fosforbudsjett for Langesundsfjorden

I Tabell 3.2 presenteres det modellberegnete fosforbudsjettet for Langesundsfjorden 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 Langesundsfjorden. "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" = brakkevannsplankton, "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	3207	482	2725	81174	50393	-30781
Uorgan.	10451	17755	-7304	204930	233569	29030
Trefiber	30	249	-219	2336	2612	276
B. plank	36	232	-196	14856	13133	-1723
Sedim.	12373	14761	-2388			
Bent. dyr	2381	93	2288			
Sum	28478	33572	-5094			-3190

og ut av Langesundsfjorden i kolonnene Import og Eksport. Total lagerendring under testperioden var -5094 kg og netto eksport var 3190 kg. Underskuddet på ca 1900 kg P skal sees i relasjon til omsetningen av fosfor, som var ca 300000 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 Langesundsfjorden en stor import av fosfat gjennom sund 2 fra Frierfjorden hvor den dominerende kilden finnes. Det meste av fosforet eksporteres gjennom sund 1 videre ut i kystvannet, men det er også en relativ stor eksport gjennom sund 4 til Håøyfjorden. Ca. 29 tonn av importert uorganisk fosfor omdannes i Langesundsfjorden

til marint plankton og eksporteres i hovedsak videre ut i kystvannet (26 tonn) og til Frierfjorden (11 tonn). Uorganisk fosfor eksporteres til Langesundsbukta (49 tonn) men også til Håøyfjorden (ca 15 tonn) og Ormefjorden (ca. 2.5 tonn). Det ser ut å være relativ stor import av fosfor i brakkvannsplankton fra Frierfjorden (12 tonn) samt også en viss nettoproduksjon i Langesundsfjorden (ca. 2 tonn). Fosfor i brakkvannsplankton eksporteres hovedsakelig til Langesundsbukta (11 tonn) men også til Håøyfjorden (3 tonn) og noe til Ormefjorden. Det meste av det mottatte trefiberet videreeksporteres til kystvannet og de andre fjordene men en mindre del blir igjen i fjordens sediment. En bør observere at beregningene av transport og sedimentasjon av trefiber er meget usikre siden vi har vært nødt å anta vilkårlige egenskaper mht. fiberets synkehastighet og nedbrytingsrate i vannsøylen.

Tabell 3.3. Nettotransport av fosfor (kg) i ulike former gjennom de fire sundene til Langesundsfjorden for beregningsperioden. Positive verdier betyr transport inn i og negative ut av Langesundsfjorden. Sund 1 = forbindelsen med kystvannet, sund 2 = forbindelse med Frierfjorden, sund 3 = forbindelse med Ormefjorden og sund 4 = forbindelse med Håøyfjorden. De ulike symbolene er forklart i Tabell 3.2.

	sund 1	sund 2	sund3	sund4	Sum
Mar. plank	-22667	-11122	268	2871	-30650
Uorgan.	-51724	96154	-2527	-12817	29086
Trefiber	-1614	2332	-33	-398	287
B. plank	-10670	12195	-291	-3016	-1782

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 65 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). Utslipet 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 fortykningseffekt 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 70% av tilført mengde finnes igjen i Langesundsfjorden. k_0 for Langesundsfjorden blir slik beregnet fra følgende uttrykk: $k_0=0.2 \times 0.70 \times (250/Q) \times (35-S)/35$.

4.2 Resultat

Resultatene for de ulike kombinasjoner av fosforutslipp og utslipp av løst organisk stoff (uttrykt ved k_0 -verdier) 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_0 -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_0 (m^{-1})	D (m)	BP (%)	MP (%)	$O_{2\text{kons}}$ (ml/l/mnd)
1	93	0.2	6.0	100	100	0.39
2	47	0.2	6.3	40	99	0.39
3	93	0.0	7.1	107	109	0.42
4	47	0.0	7.5	41	108	0.43

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 ($k_0=0$) (tilfelle 3 og 4) fåes betydelige økninger i siktedypet. Modellsimuleringene viser altså at hvis en vil oppnå bedre siktedyp i Langesundsfjorden så må en i første rekke redusere utslippene av farvede oppløste forbindelser til Frierfjorden slik at k_0 reduseres.

Resultatet ovenfor kan virke oppsiktsvekkende siden en allment har oppfattet planktonblomstringer i overflatelaget som en sterkt bidragende årsak til et redusert siktedyp i Langesundsfjorden - Eidangerfjorden. 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 antropogent 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 brakk-

vannsplankton. 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 Langesundsfjorden 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 fås en økning av minimale siktedyp.

Modellsimuleringene (Tab. 4.1) viser at en bedring av lysforholdene i brakkvannslaget (økt siktedyp) skulle gi opphav til noe høyere konsentrasjoner av marine plankton (MP) i det intermediære laget (tilfelle 3 og 4). Dette gir til resultat en noe forhøyet fluks av marint organisk materiale ned i terskelbassenget og derved et liten økning av oksygenforbruket $O_{2\text{kons}}$. Det råder altså lysbegrensning av produksjonen av marint planteplankton. Ved forbedrede lysforhold fordypes den fotiske sonen og dette er den hovedsaklige forklaringen til den forhøyete planteplanktonproduksjonen.

En sammenligning mellom resultatene i delrapport 2 og de som er presentert ovenfor viser at effekten av endringer av utslippene generelt er mindre i Langesundsfjorden enn i Frierfjorden. Dette er forventet siden Frierfjorden er nærmest kildene og dessuten har en trang forbindelse med Langesundsfjorden, noe som gir et tykt og ferskt brakkvannslag. Langesundsfjorden har derimot god forbindelse med kystvannet og som følge av dette kortere oppholdstid for vannmassene både over og under terskeldypet og et generelt tynnere brakkvannslag. Lengst inn i fjordområdet, i Eidangerfjorden, kan dog vind fra sør gi opphav til et tykkere brakkvannslag som kan bli liggende i lengre perioder, noe som er gunstig for en stor lokal planktonoppblomstring.

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 tilgjen-

gelig fosfor vil sette et tak for maksimale planteproduksjonen. Hvis all fosfor omdannes til planteplankton skulle en forvente å få maksimale klorofyllkonsentrasjoner på $15/0.7 = 21 \mu\text{g/l}$ 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, se Källqvist (1990).

Hvis overflatevannet fra Frierfjorden blir liggende stagnant under en lengre tid, f.eks. i avskjermede områder av Eidangerfjorden, skulle en i slike tilfeller således forvente at planktonkonsentrasjonen målt som klorofyll kan gå opp imot $20 \mu\text{g/l}$ 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.

5. KONKLUSJONER.

Modellen synes å beskrive fysisk sirkulasjon og biokjemisk omsetning i hele vannsøylen på en tilfredsstillende måte. Saltholdighet, temperatur og de fleste av øvrige tilstandsvariabler tilfredsstillende simulert. Beregnede konsentrasjoner av marint plankton er høyere enn hva som ble observert. Dette skyldes trolig 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 at importen fra Frierfjorden til største del består av uorganisk fosfor (fosfat). Det meste av fosfaten eksporteres videre, mest til Langesundsbukta men også til Håøyfjorden og Ormefjorden. Fra Frierfjorden importeres også fosfor bundet til brakkvannsplankton. Det er en viss nettoproduksjon av slike i Langesundsfjorden. Eksporten går hovedsakelig til Langesundsbukta men også til Håøyfjorden og Ormefjorden. Pga. lav synkehastighet er det bare en liten del av brakkvannsplankton som synker ned i Langesundsfjordens dypvann. Det er stor nettoproduksjon av marint plankton i fjorden samt dessuten en liten import fra Ormefjorden og Håøyfjorden. Eksporten går til Frierfjorden og Langesundsbukta samt til fjordens eget dypvann.

Effekten av tilførselen av fosfor via Frierfjorden 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 (Eidangerfjorden).

En reduksjon av tilførselen av farvet oppløst organisk materiale vil gi klart forbedret siktedyp. Denne konklusjon får støtte gjennom den

forbedring av siktedypet med ca. 1 m som er konstatert skjedd i Frierfjorden fra 1988 til 1990 som følge av en reduksjon av utslippene av oppløst organisk materiale fra Union bruk med nesten 60%. Et økt siktedyp vil gi opphav til en noe økt produksjon av marint plankton 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 den økte planteproduksjonen i det intermediære laget gir opphav til en økt vertikal fluks av organisk materiale ned i terskelbassenget. I Langesundsfjorden - Eidangerfjorden er denne effekten imidlertid forholdsvis liten siden det meste av organisk materiale som produseres i fjorden vil bli eksportert til kystvannet pga. det store terskeldypet mot Langesundsbukta og den korte oppholdstiden for vannet over terskeldypet.

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 omkring 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 i tid og rom for drivning og test av modellen. Det har delvis vært vanskelig å sammenligne modellresultater med oppmålte størrelser grunnet delvis altfor glisne eller manglende observasjoner. For fremtidlige modellsimuleringer er det slik viktig å tilse at tilhørende måleprogram blir bedre dekkende.

6. REFERANSER.

- Aure, J. og Stigebrandt, A., 1990: Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90, 135-156.
- Dahl, E., Torstensen, E. og Tveite, S., 1983: Fiskeribiologiske undersøkelser i Langesundsområdet, 1974-1978. Statens biologiske stasjon Flødevigen, Rapportserie, Nr. 1, 1983, 78 sid.
- Ibrekk, O, og R. Gulbrandsen, 1989: Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt forurensningstilførsler. NIVA, Overvåkingsrapport 356/89.
- Johansen, Ø., Kolstad, S., Bokn, T. og Rygg, B., 1973: Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 1: Tidligere undersøkelser - Generelle forhold Forurensningstilførsler. NIVA, Rapport O-111/70, 93 sid.
- Källqvist, T., 1990: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89. Delrapport 5. Planteplankton og næringssalter i overflatevannet. NIVA, Rapp. 461/91
- Molvær, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Kvalvågnes, K., Nielsen, G., Rygg, B. og Skei, J., 1979: Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 8. Slutt-rapport. NIVA, Rapp. O-70111, 252 sid.
- Molvær, J. og A. Stigebrandt, 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. NIVA, Rapport 450/91.
- Nås, K., 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988 - 89. Delrapport 4. Sedimentasjon av organisk materiale og oksygenforbruk i dypvannet i Frier- og Brevikfjorden. NIVA, Rapp. 464/91
- 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. O-895903/E-90406.
- Stigebrandt, A. og J. Aure, 1990: De ytre drivkreftenes betydning for vannutvekslingen i fjordene fra Skagerrak til Finnmark. Havforskningsinstituttet, Rapp. FO 9003, 29 sid.

- 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 O-89073. 13 sid.
- Stigebrandt, A. og J. Molvær, 1990: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 2. Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringsalter, oppløst og partikulært materiale. NIVA, Rapp. No. 428/90. 74 sid.
- Sørensen, K., 1991: Tilleggsundersøkelser av siktedypet i Skienselva August 1990. NIVA. Notat

7. FIGURER TIL KAPITTEL 2 og 3.

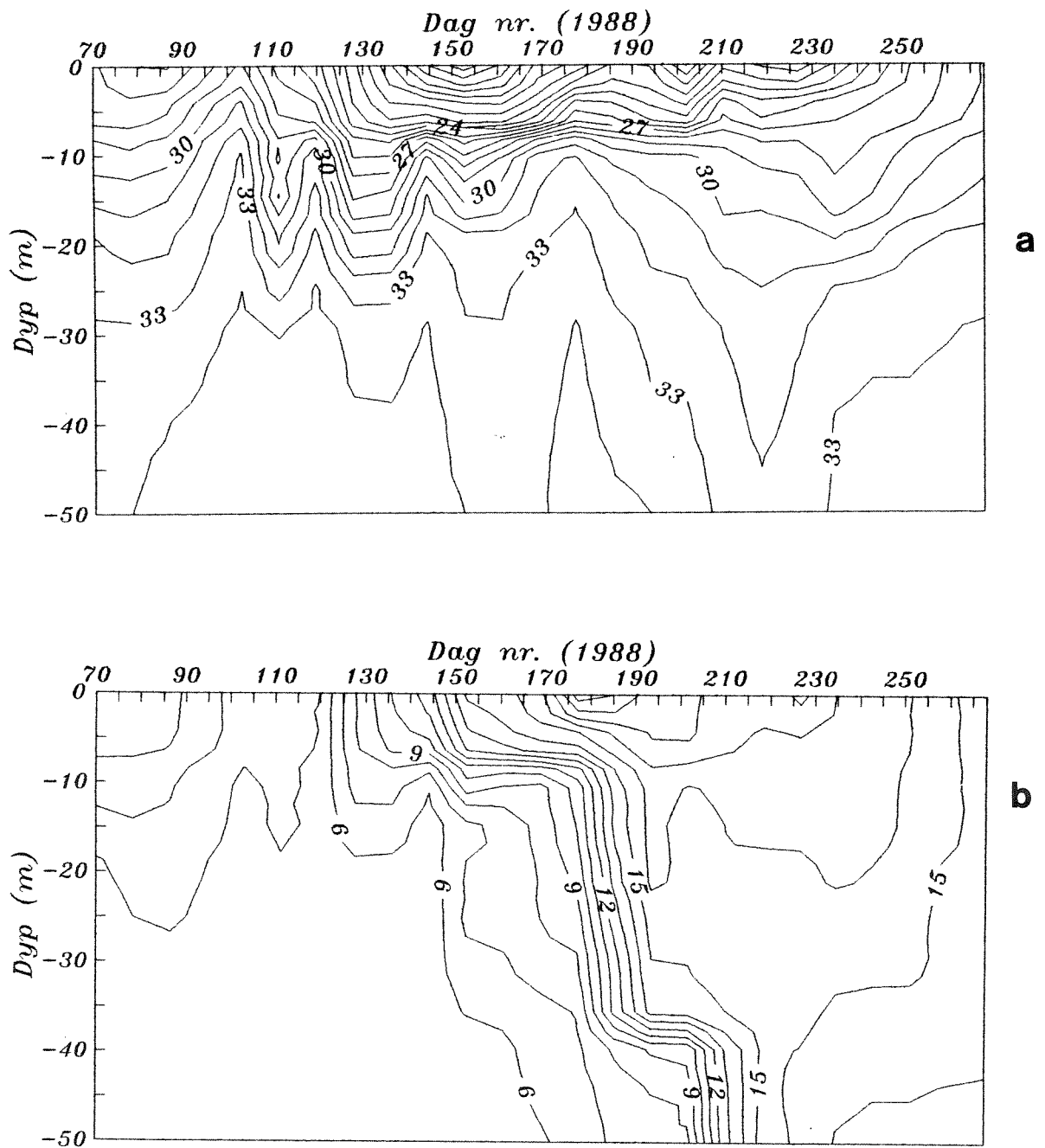


Fig. 3.1 Observert utvikling av a) salinitet (psu) og b) temperatur (°C) i Langesundsbukta 0-50 m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

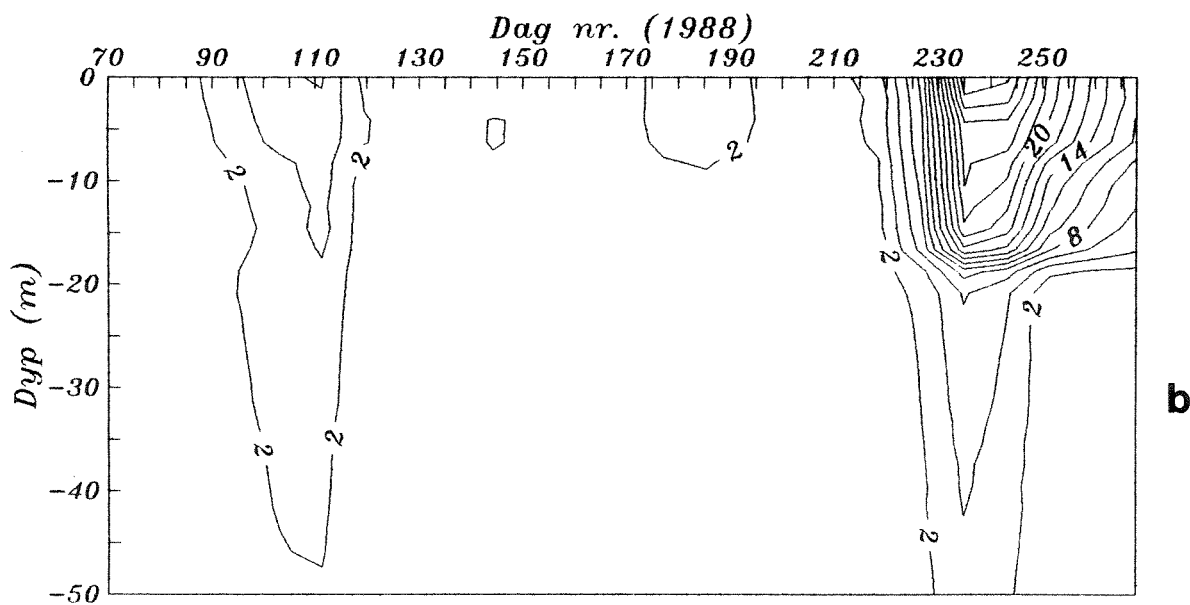
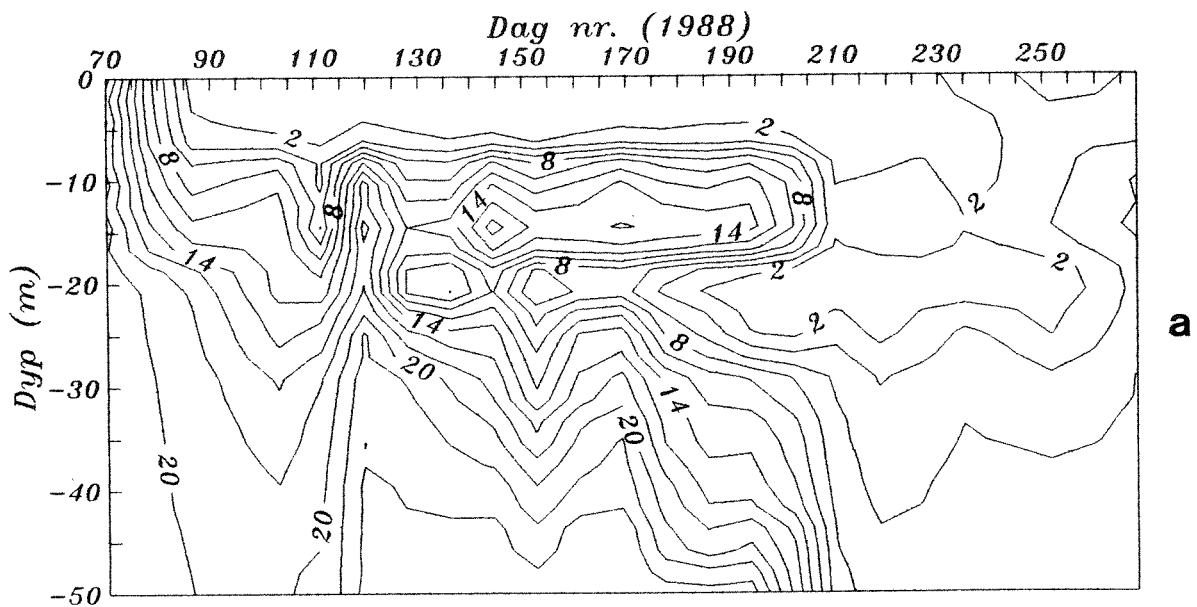


Fig. 3.2 Observert utvikling av konsentrasjonen av a) fosfat og b) klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i Langesundsbukta 0-50 m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. I intervallet 20 - 50 m har en antatt konsentrasjonene.

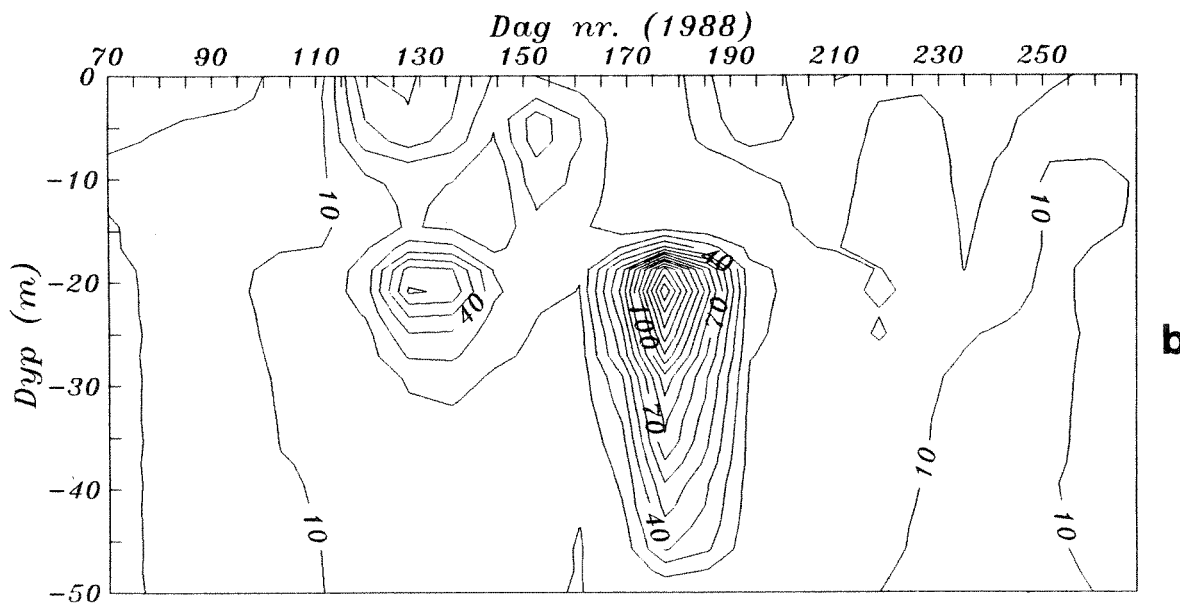
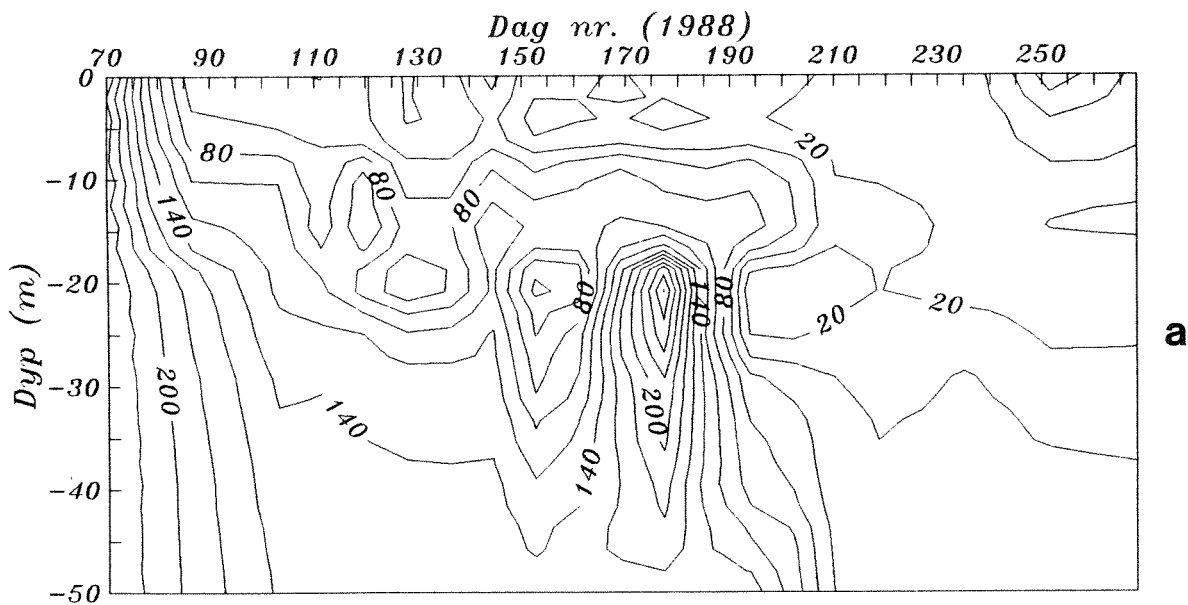


Fig. 3.3 Observert utvikling av konsentrasjonen av a) nitrat og b) ammonium ($\mu\text{g/l}$) i Langesundsbukta 0-50 m (Stn JH1) i perioden 10 mars - 24 sept. 1988. I intervallet 20 - 50 m har en antatt konsentrasjonene.

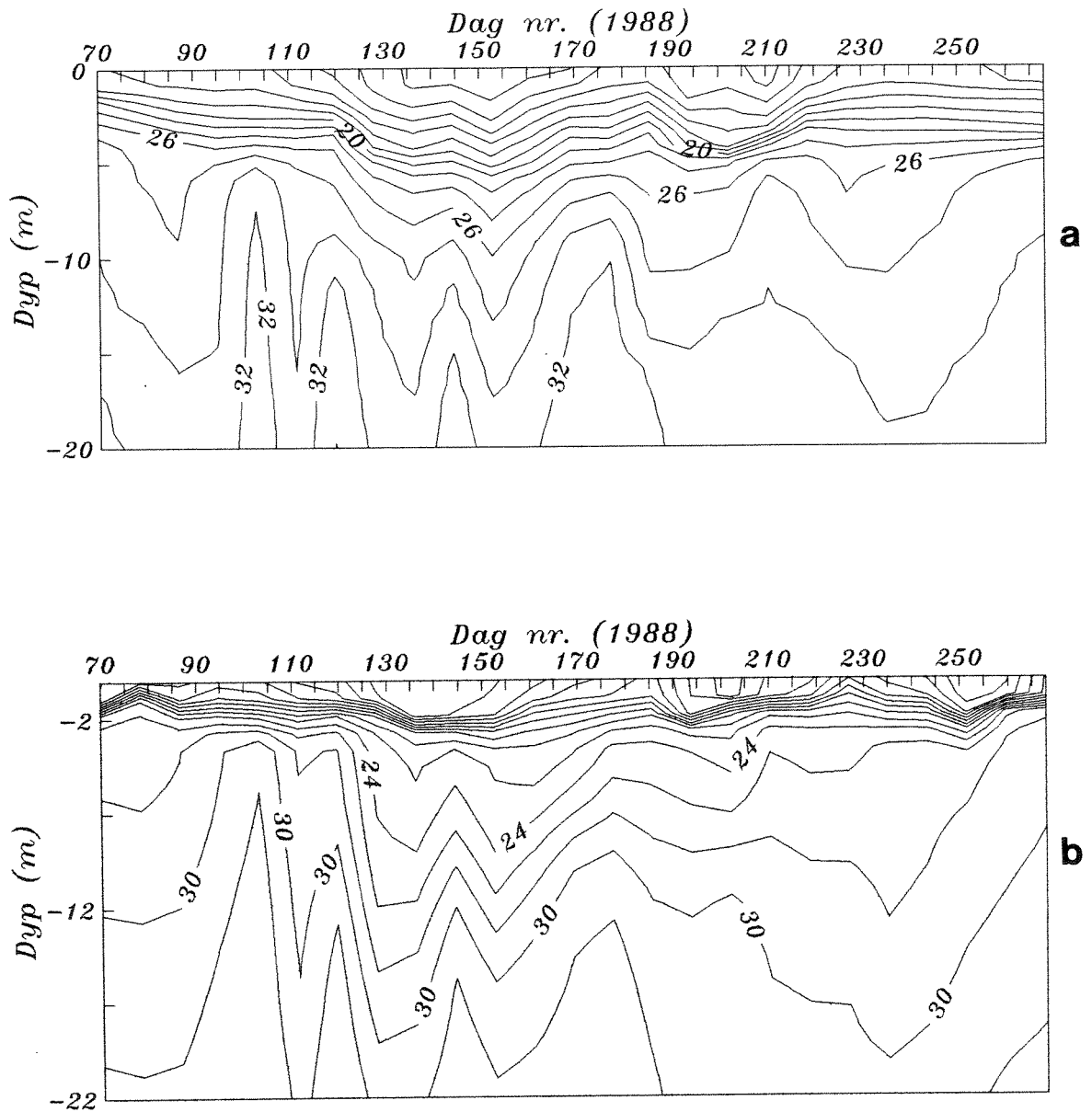


Fig. 3.4 Utvikling av a) observert og b) beregnet salinitet (psu) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

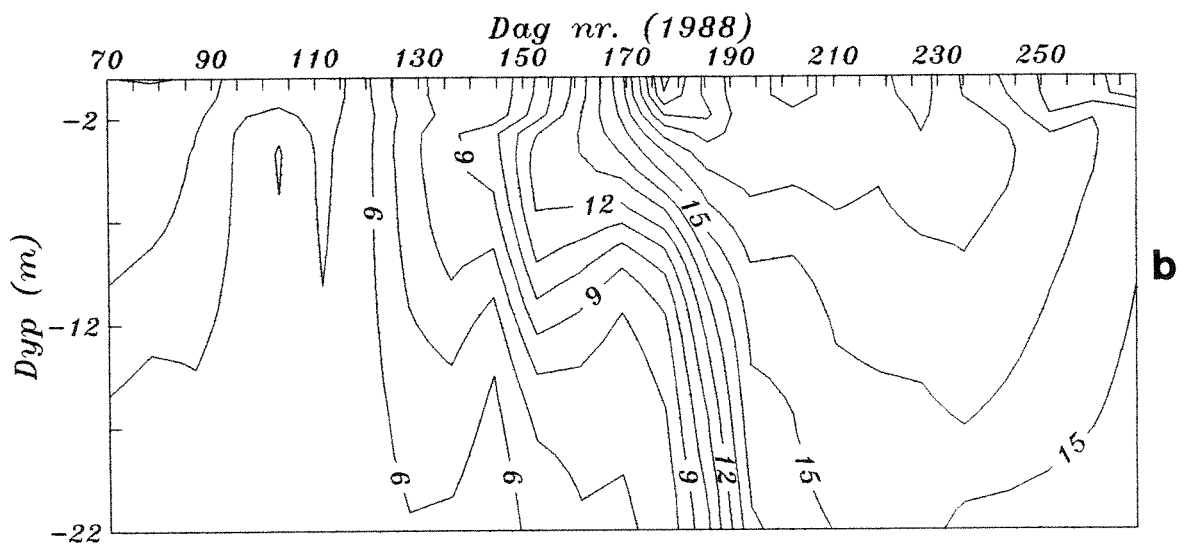
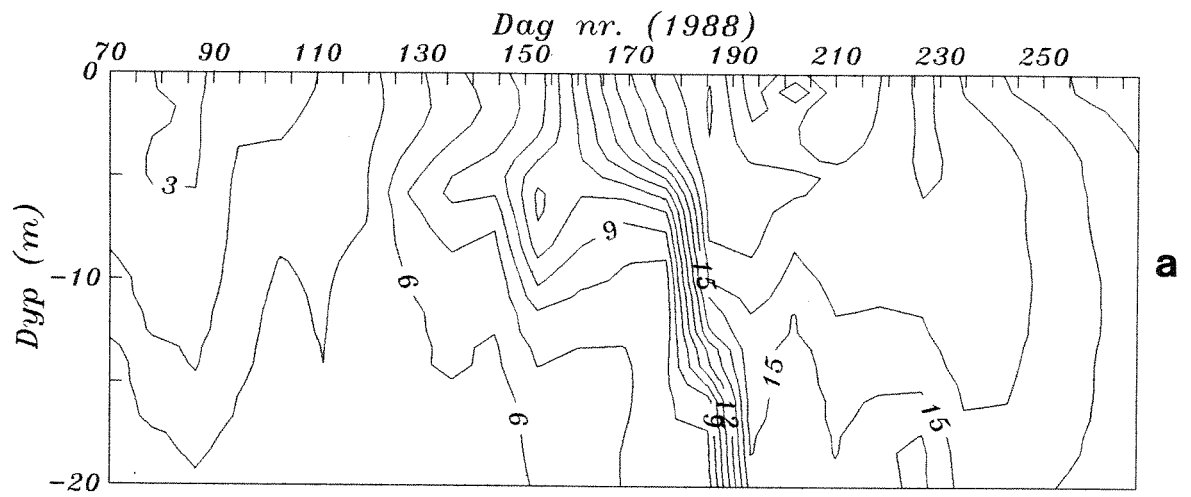


Fig. 3.5 Utvikling av a) observert og b) beregnet temperatur ($^{\circ}\text{C}$) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

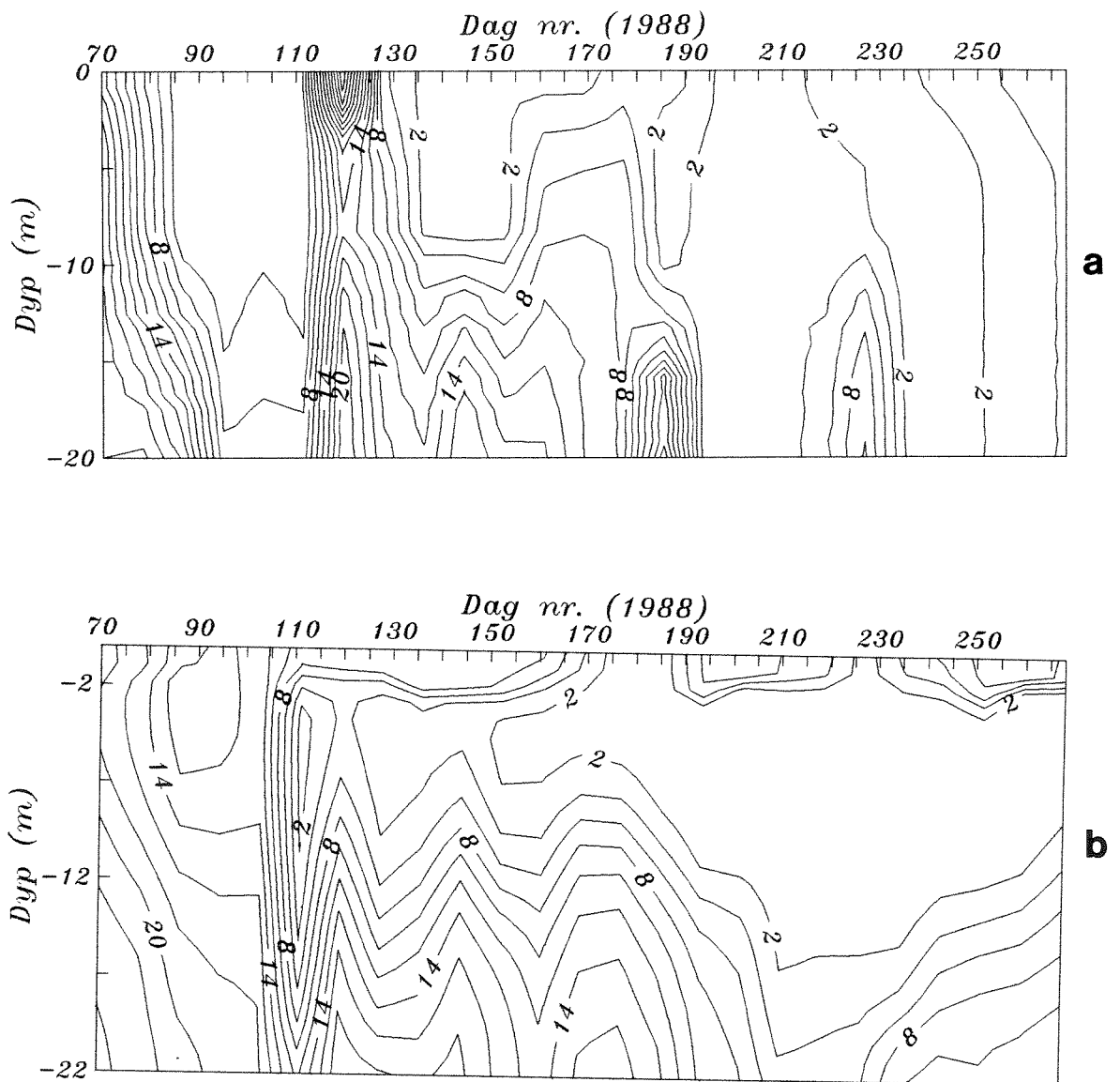


Fig. 3.6 Utvikling av a) observert og b) beregnet fosfat ($\mu\text{g/l}$) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

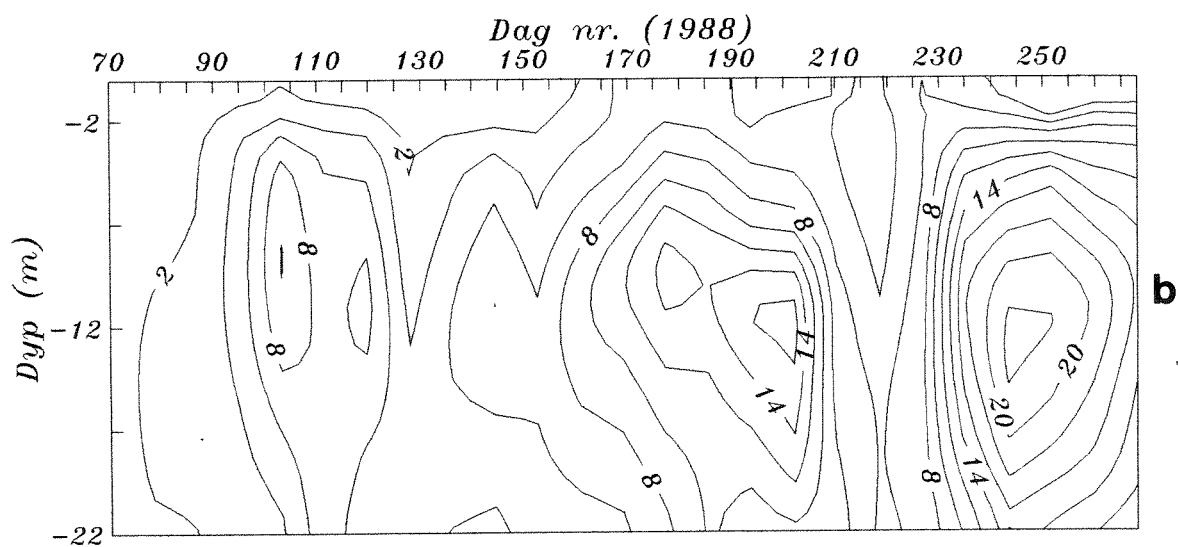
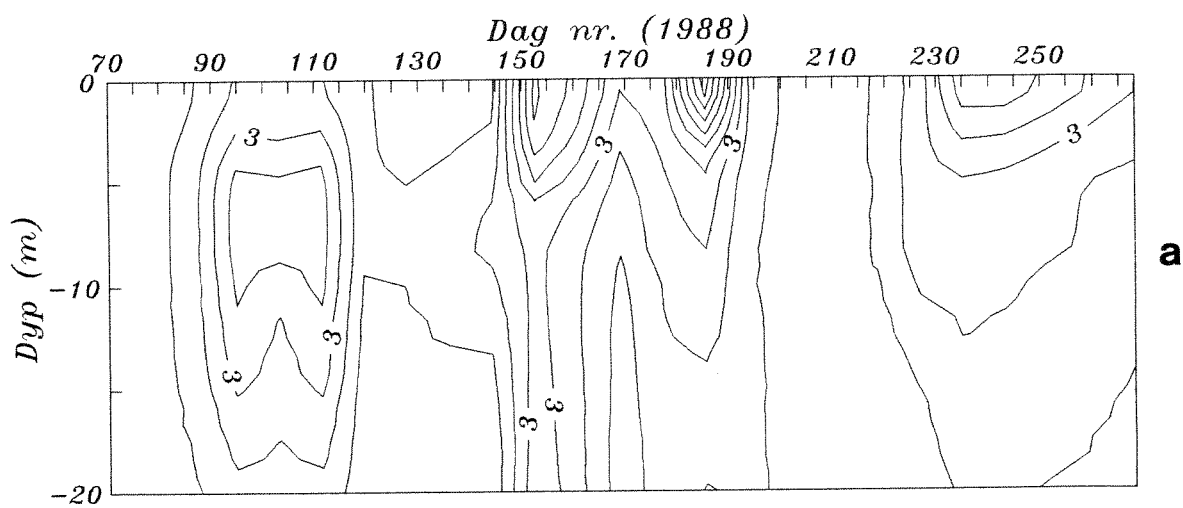


Fig. 3.7 Utvikling av a) observert og b) beregnet klorofyll ($\mu\text{g}/\text{l}$) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

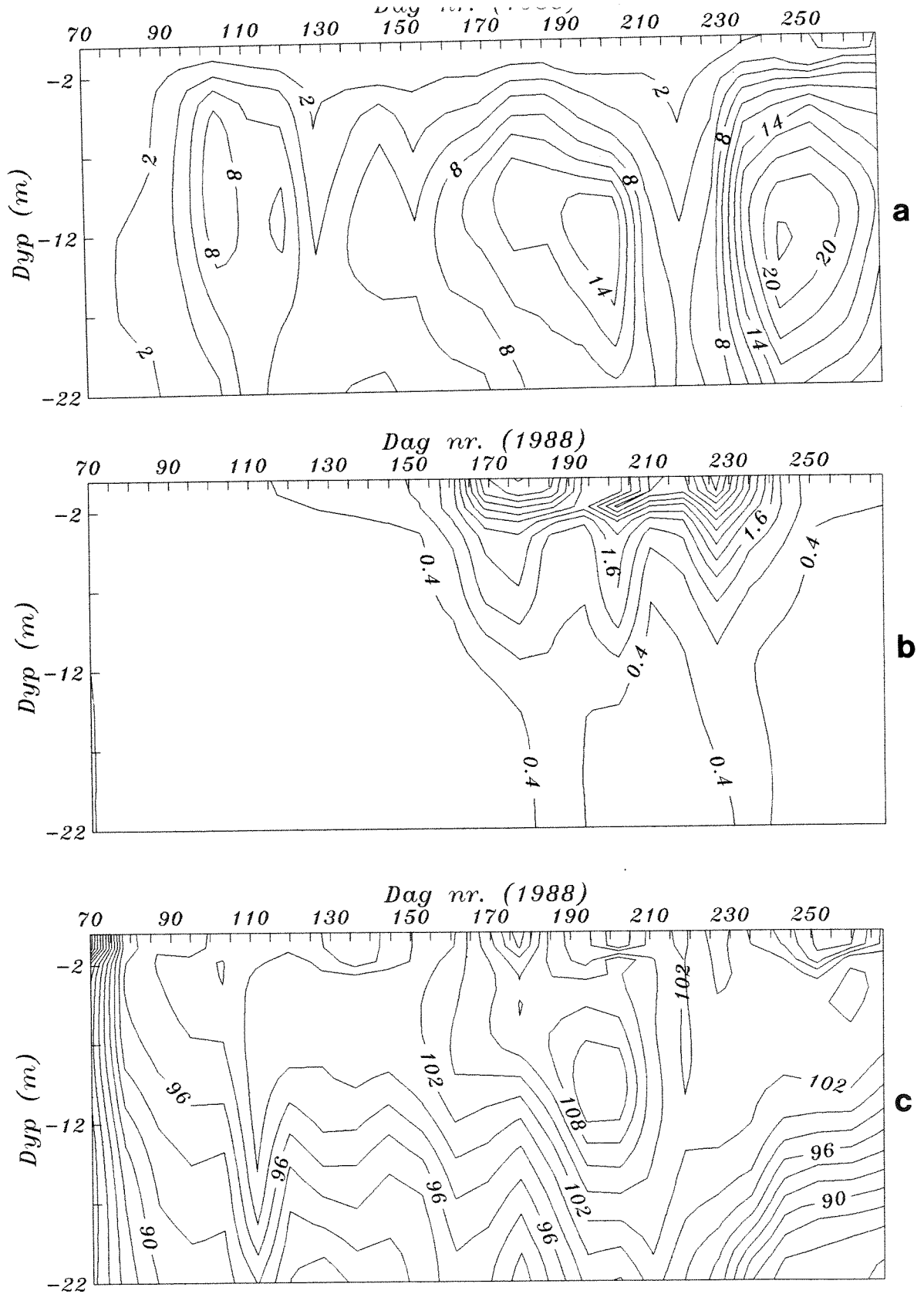


Fig. 3.8 Beregnet utvikling av klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i a) marint plankton og b) brakkevannsplankton og c) oksygenmetning (%) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

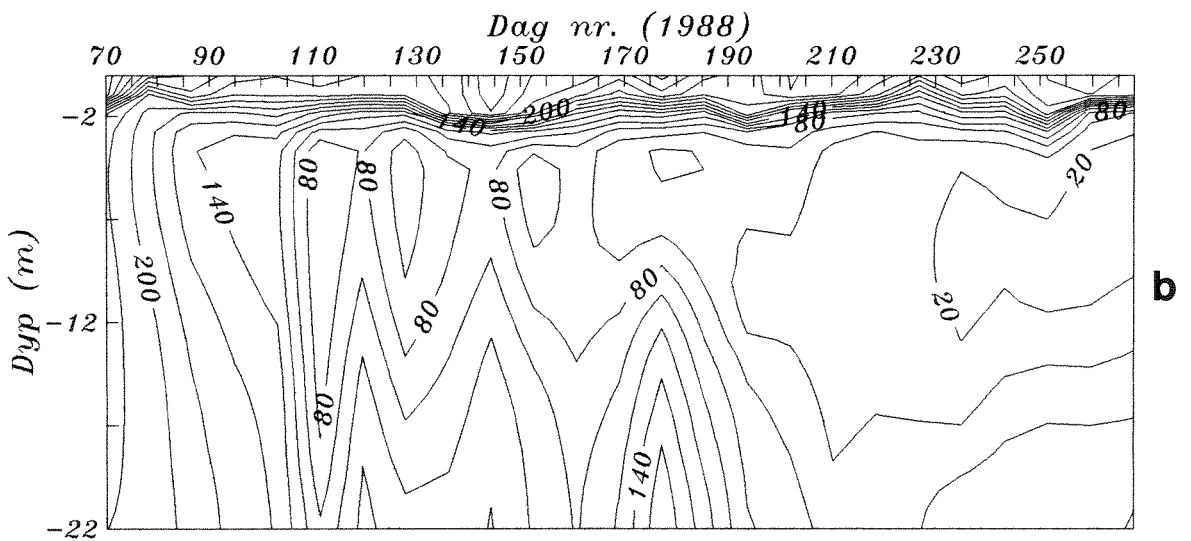
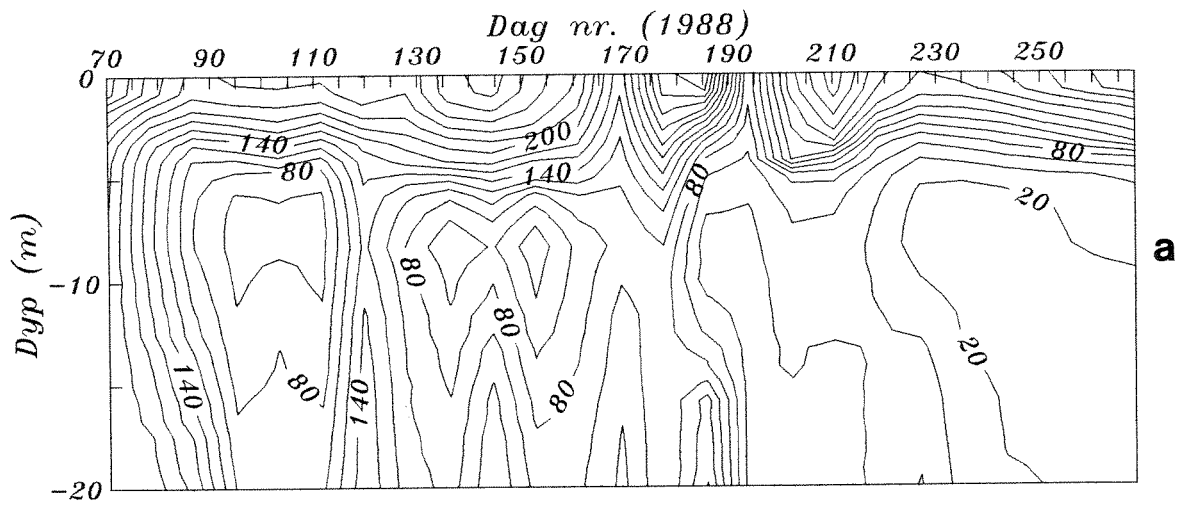


Fig. 3.9 Utvikling av a) observert og b) beregnet nitrat ($\mu\text{g/l}$) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

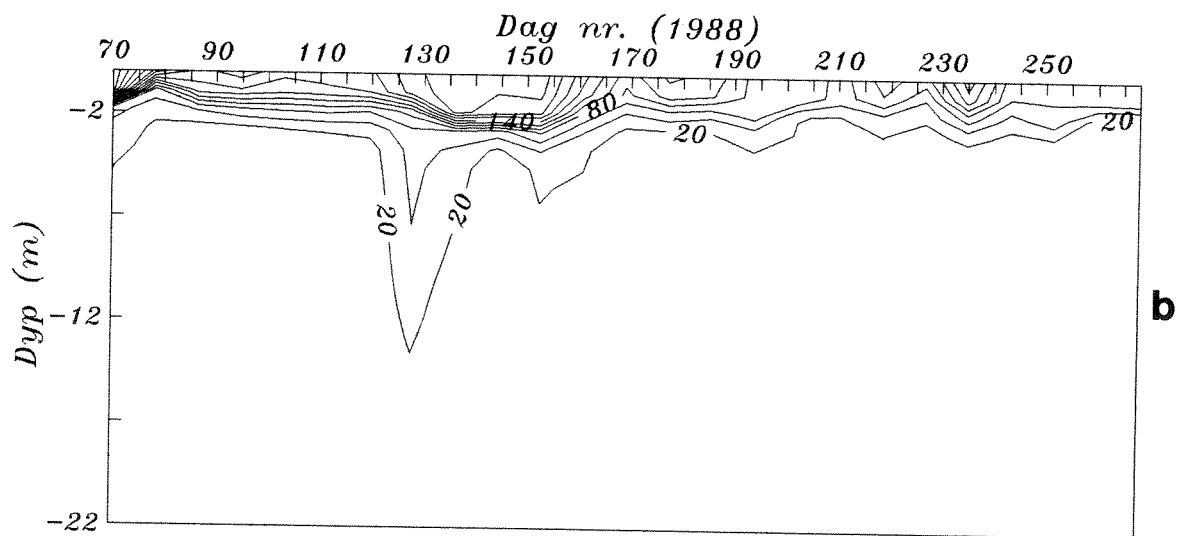
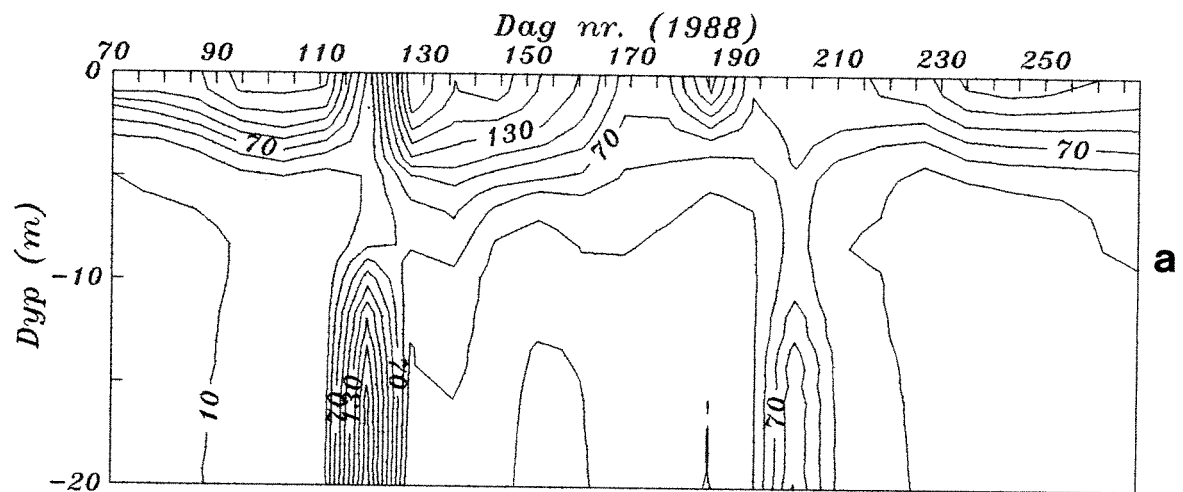


Fig. 3.10 Utvikling av a) observert og b) beregnet ammonium ($\mu\text{g}/\text{l}$) i Langesundsfjorden 0-22 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

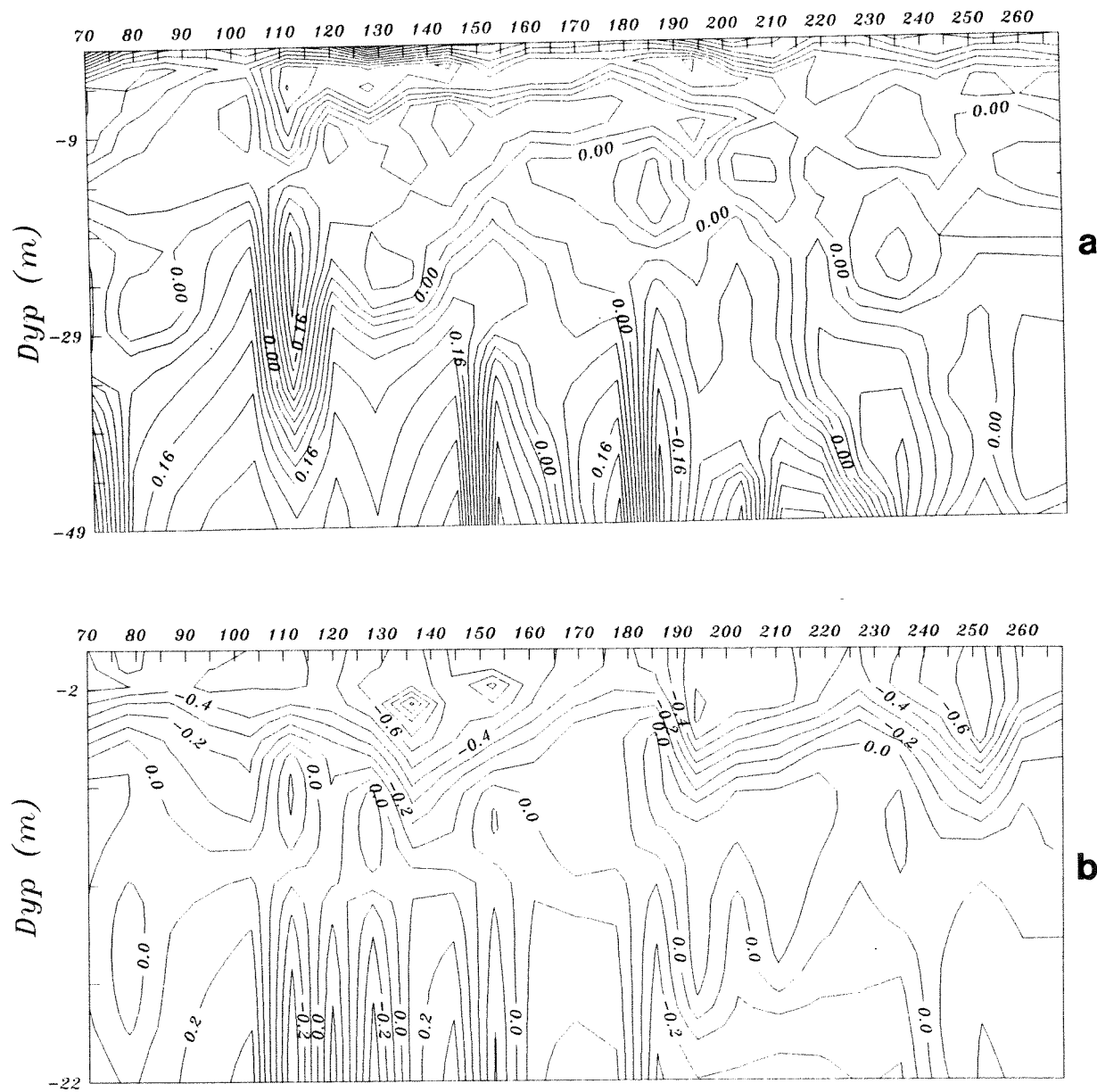


Fig. 3.11 Beregnet strømhastighet i a) sund 1 = forbindelsen med Langesundsbukta og b) sund 2 = Breviksundet (m/s). I a) er positiv strøm og i b) negativ strøm rettet inn i Langesundsfjorden.

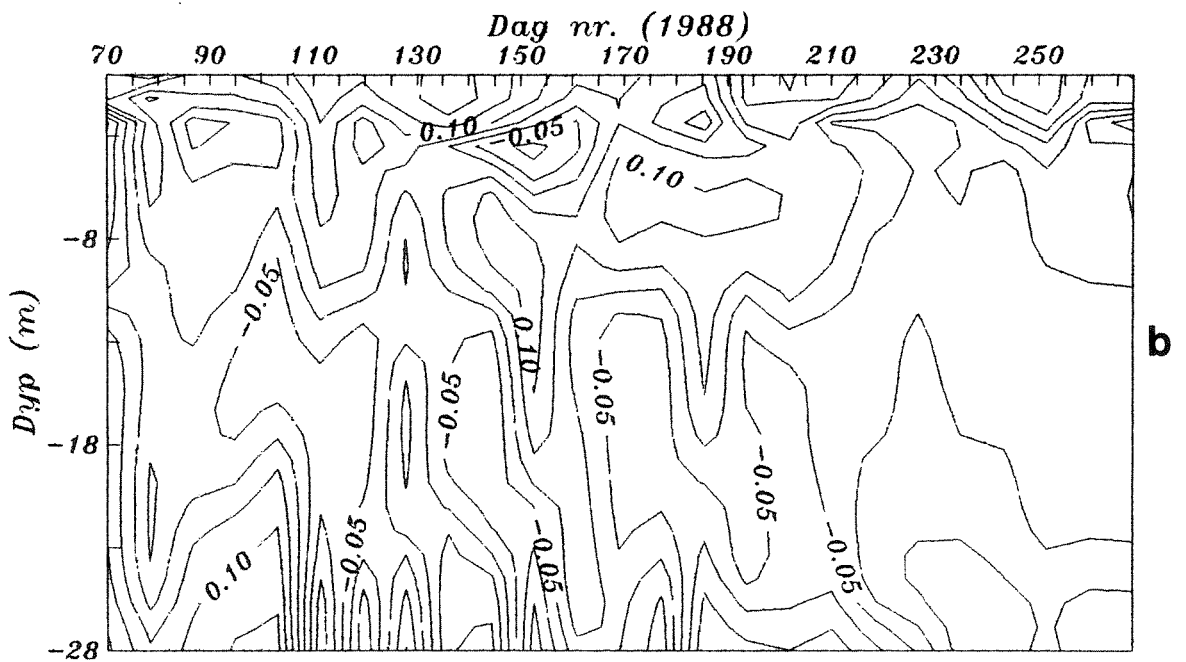
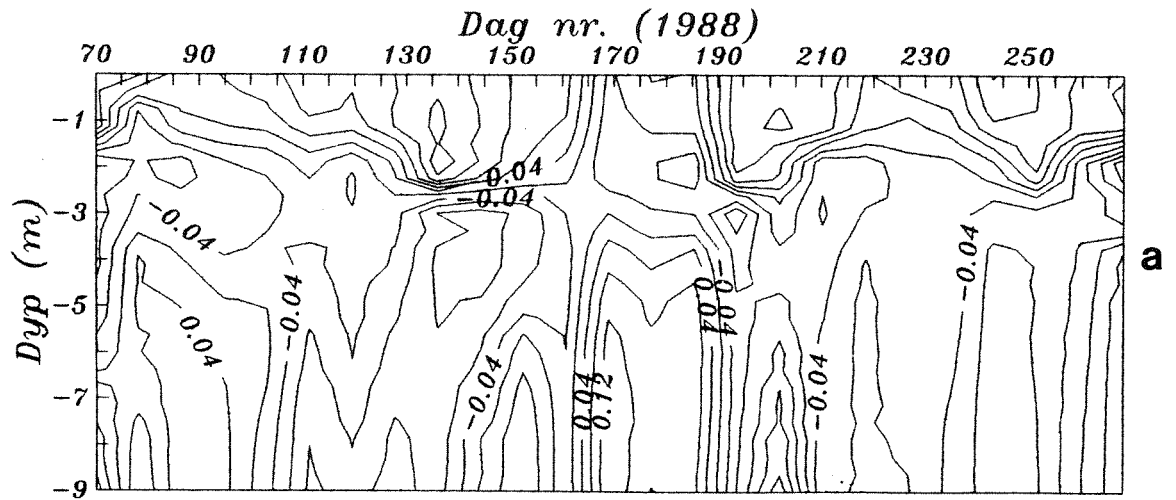


Fig. 3.12 Beregnet strømhastighet i a) sund 3 = forbindelsen med Ormefjorden og b) sund 4 = forbindelsen med Håøyfjorden (m/s). Negativ strøm er rettet inn i Langesunds-fjorden.

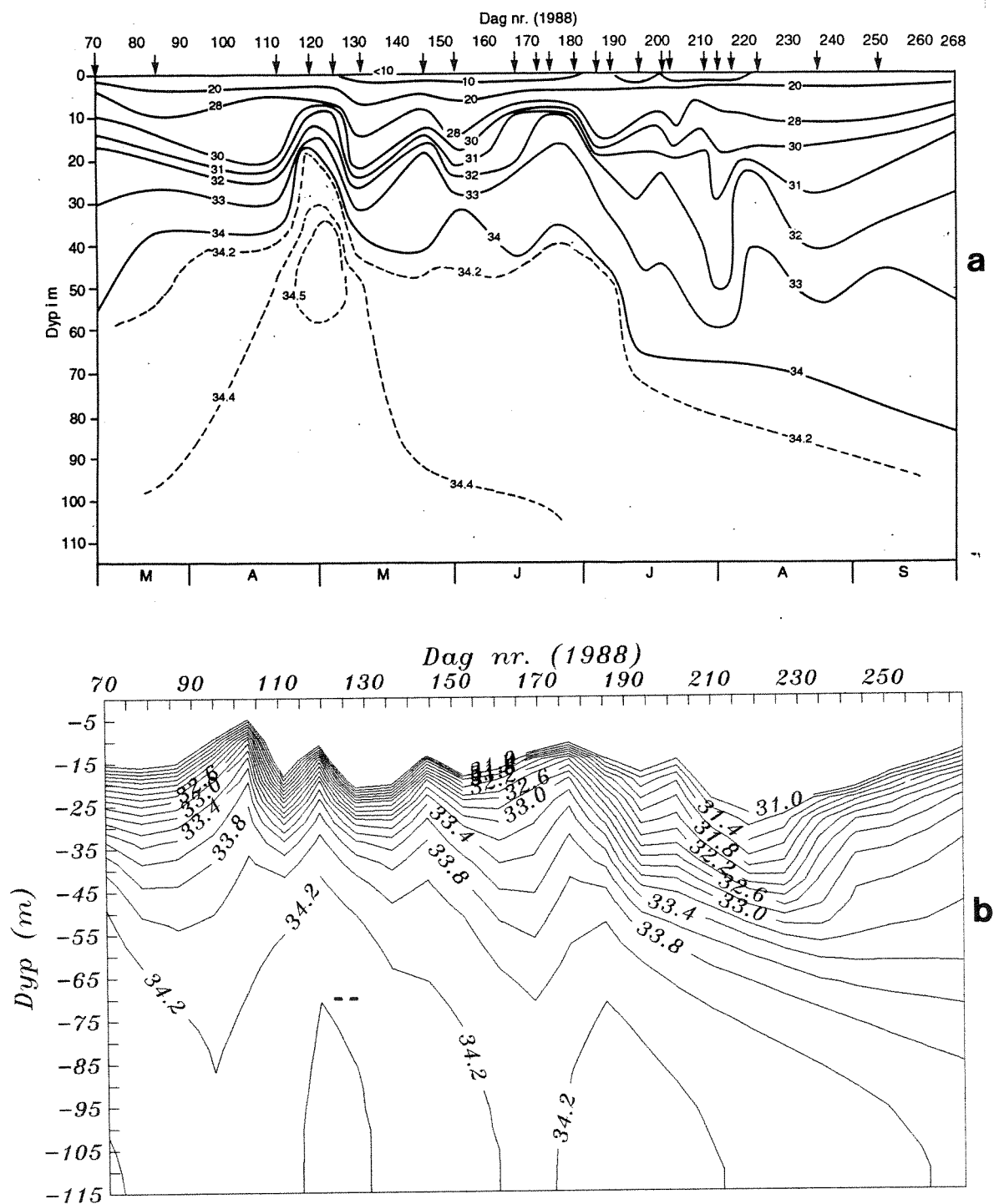


Fig. 3.13 Utvikling av a) observert og b) beregnet salinitet (psu) i Langesundsfjorden 0-110 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

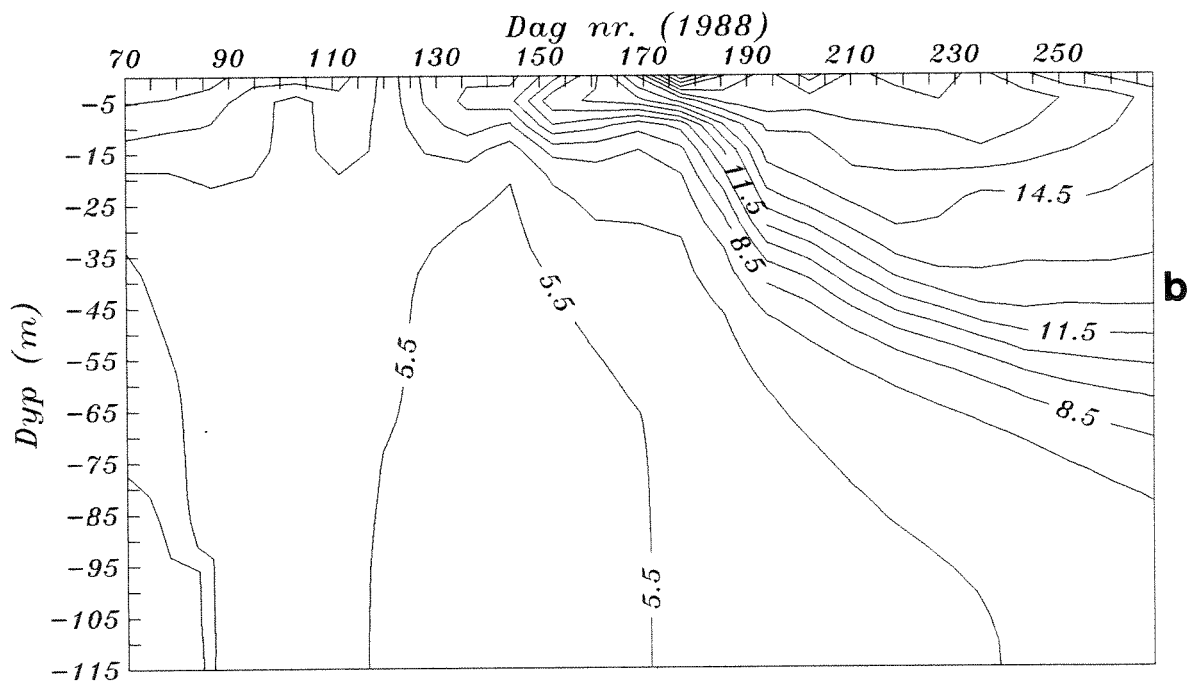
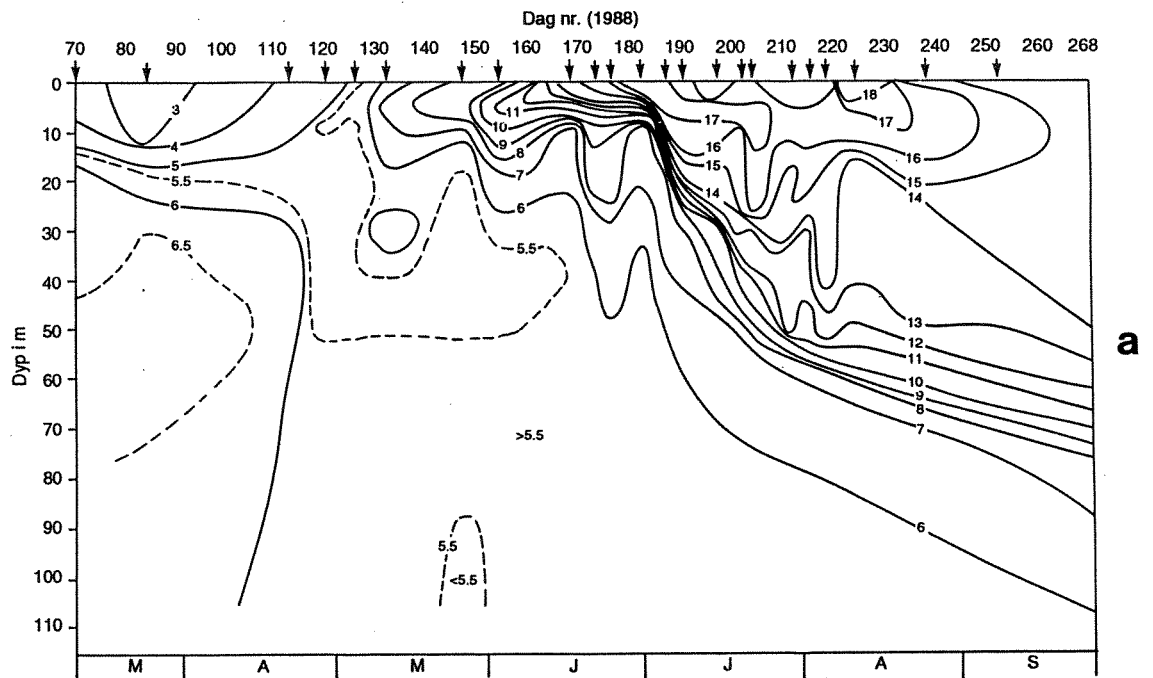


Fig. 3.14 Utvikling av a) observert og b) beregnet temperatur (°C) i Langesundsfjorden 0-110 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

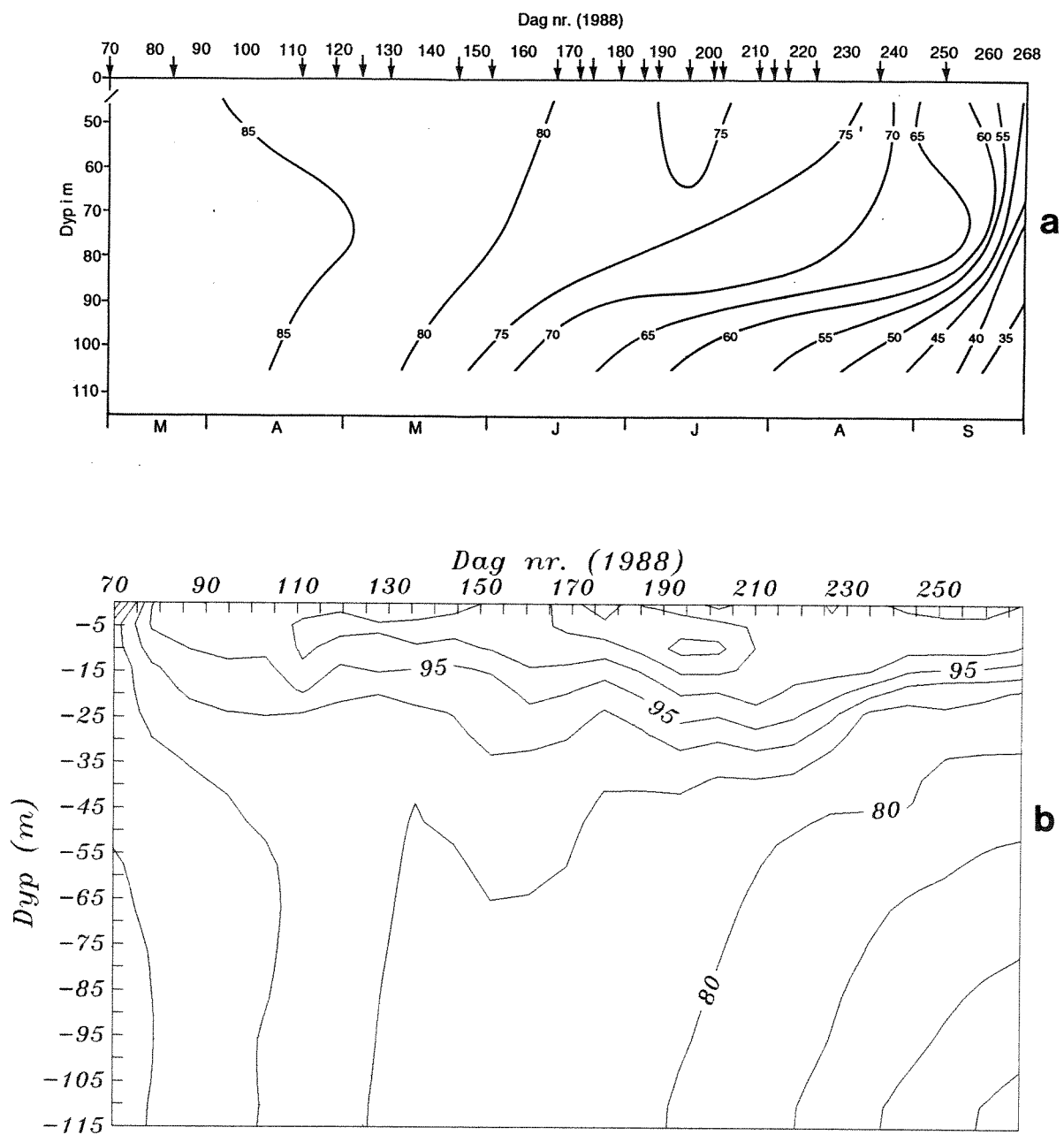


Fig. 3.15 Utvikling av a) observert og b) beregnet oksygenmetning (%) i Langesundsfjorden 0-110 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

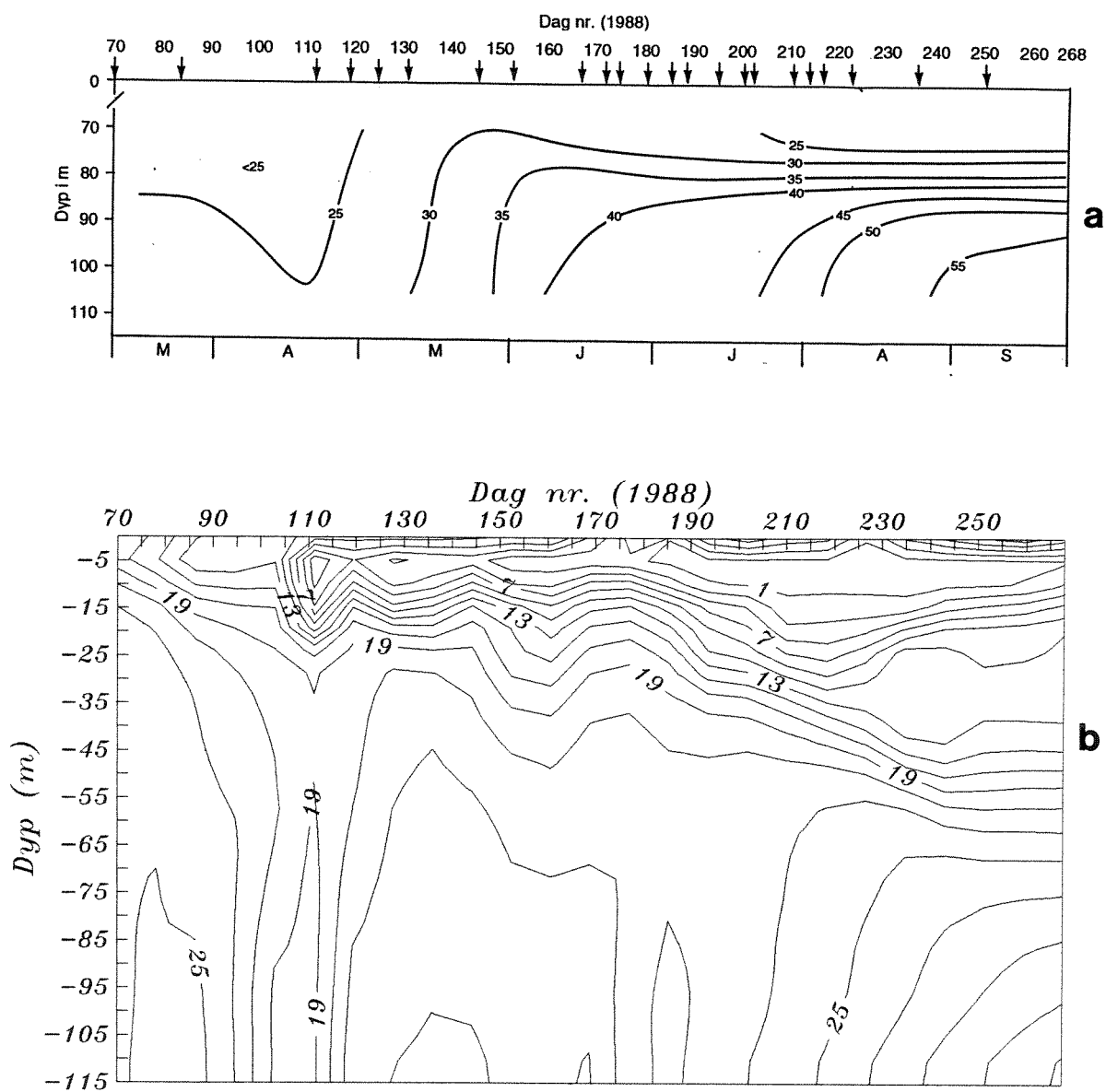


Fig. 3.16 Utvikling av a) observert og b) beregnet fosfat ($\mu\text{g/l}$)
 i Langesundsfjorden 0-110 m (Stn FG1) i perioden 10 mars
 - 24 sept 1988.

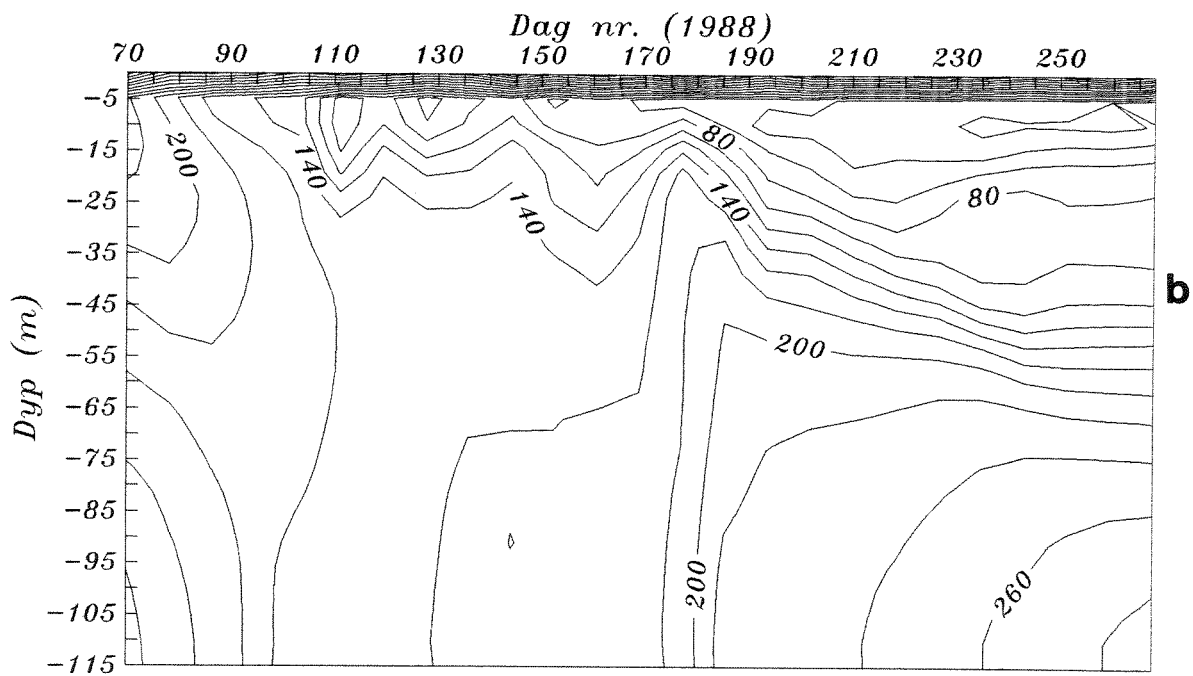
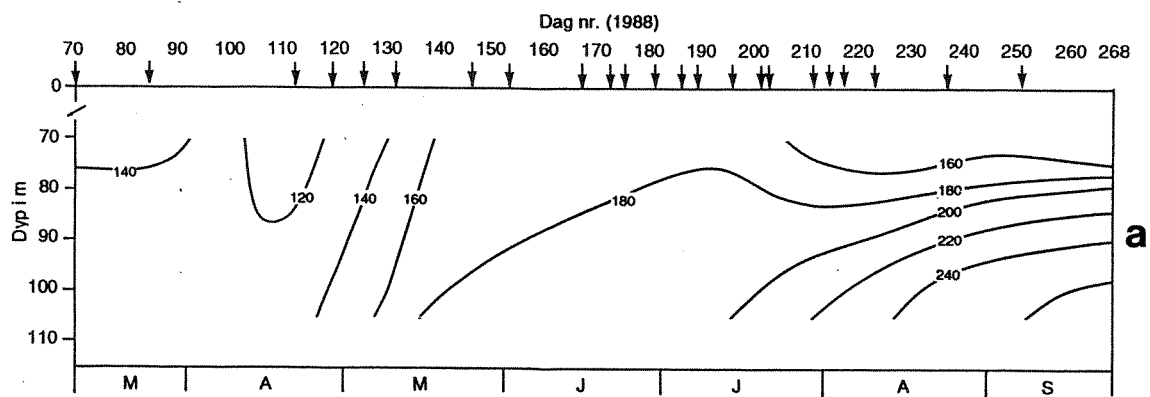


Fig. 3.17 Utvikling av a) observert og b) beregnet nitrat ($\mu\text{g/l}$)
 i Langesundsfjorden 0-110 m (Stn FG1) i perioden 10 mars
 - 24 sept 1988.

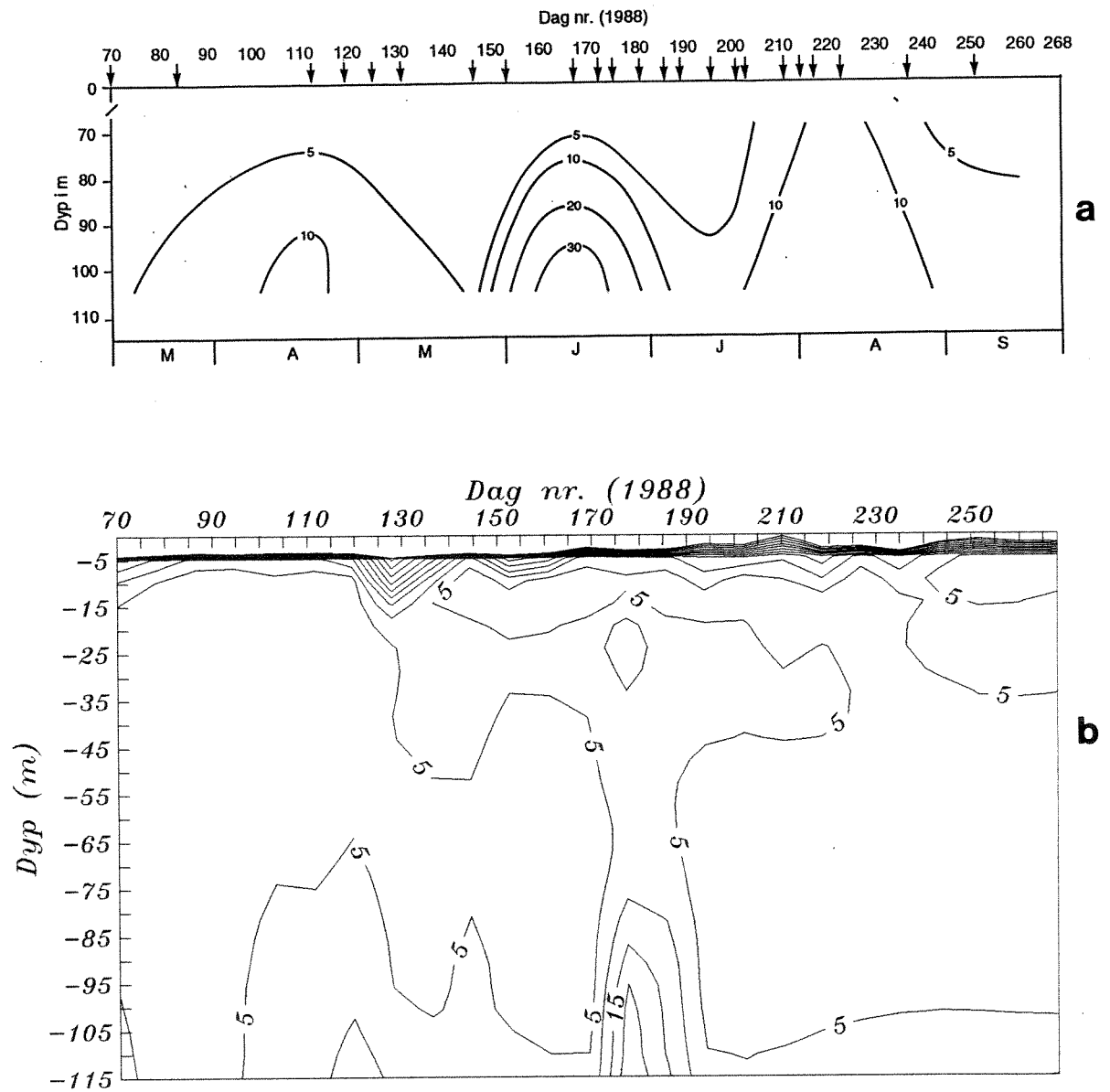


Fig. 3.18 Utvikling av a) observert og b) beregnet ammonium ($\mu\text{g/l}$) i Langesundsfjorden 0-110 m (Stn FG1) i perioden 10 mars - 24 sept 1988.

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.

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). I den opprinnelige prosjektbeskrivelsen omtales Eidangerfjorden som et femte hovedbasseng. Ut fra topografien er Eidangerfjorden ikke noen egen fjord men en del av Langesundsfjorden. Siden volumet av Eidangerfjorden er relativt lite samtidig som "sundet" mellom Langesundsfjorden og Eidangerfjorden er forholdsvis meget stor vil en inkludering av Eidangerfjorden som et eget basseng i modellen kreve mye datamaskintid samtidig som tilstanden i Eidangerfjorden netopp på grunn av den store åpningen i stort sett blir identisk med tilstanden i Langesundsfjorden, muligens med unntak av overflatelaget. Spesielt ved sørlig vind kan brakkvannet bli stående i Eidangerfjorden, en effekt som foreløpig ikke simuleres av foreliggende modell. Noen effekter av et stagnert overflatelag blir diskutert i denne rapporten. Det er heller ikke tatt ukentlige målinger i Eidangerfjorden hvorfor en nøyaktig sammenligning med målte data ikke kan gjøres.

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.

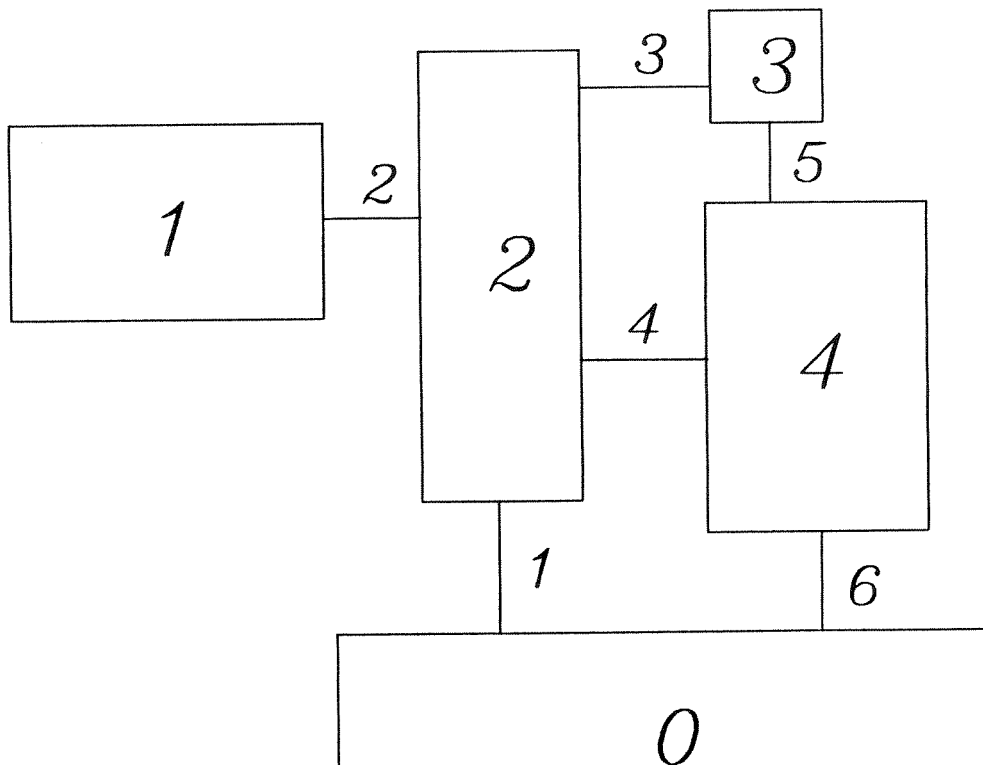


Fig. A.1 Skisse av modellkonfigurasjonen med fire fjordbasseng og sammenbindene sund. Langesundsbukta har fått betegnelsen "0".

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.

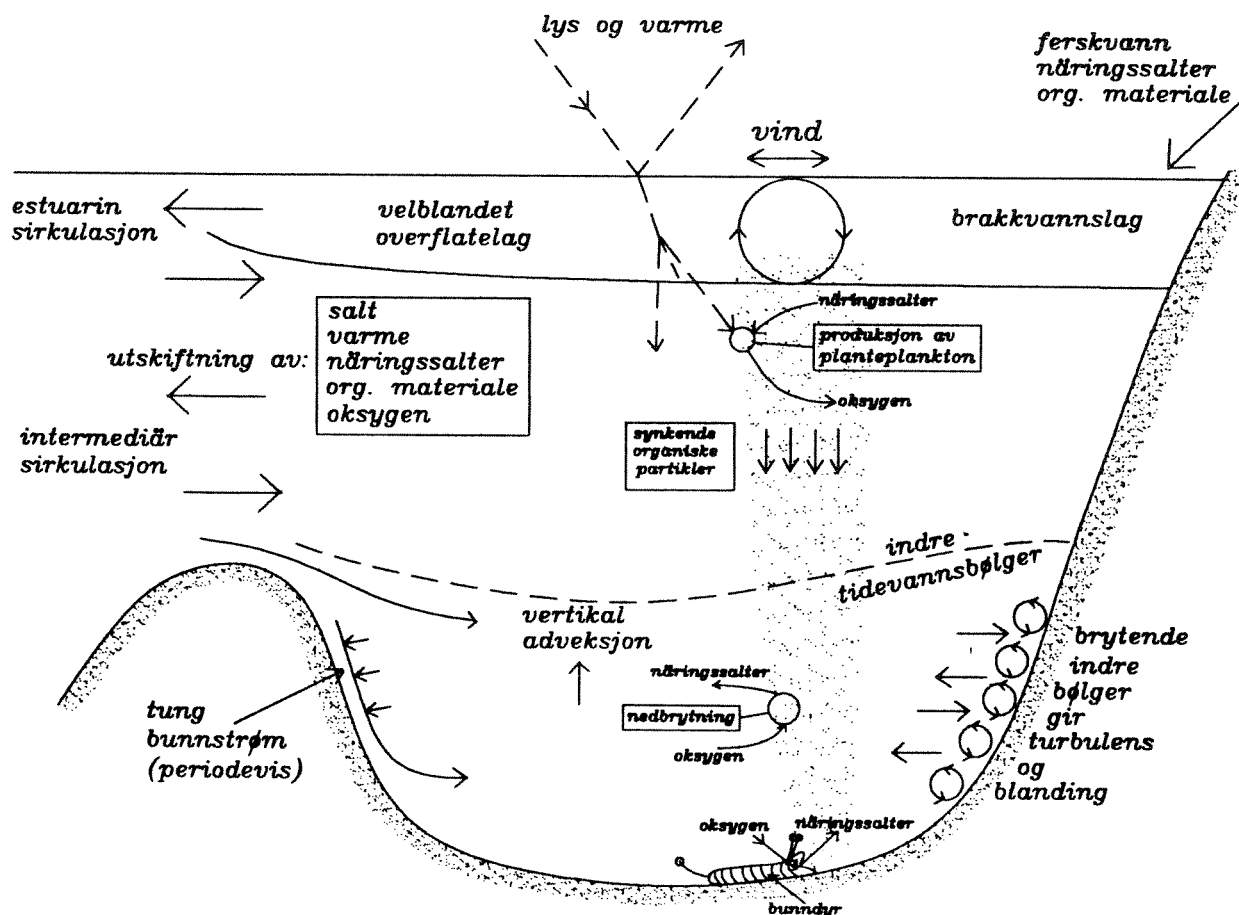


Fig. A.2 Oversiktlig beskrivelse av de viktigste prosessene som virker i grunnmodellen.

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 tidsopløsningen er 1 døgn. Modellen har et velblandet overflatelag og tykkelsen av dette vil variere kontinuerlig med ferskvannstilførsel, varmeutveksling gjennom havoverflaten, vind og utstrømming 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).

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 parallelt (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 rettfærdiger 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 middelvanntilførsel 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 dagn^{-1} ved temp. 0°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/m²). 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. xx sid.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2048-8