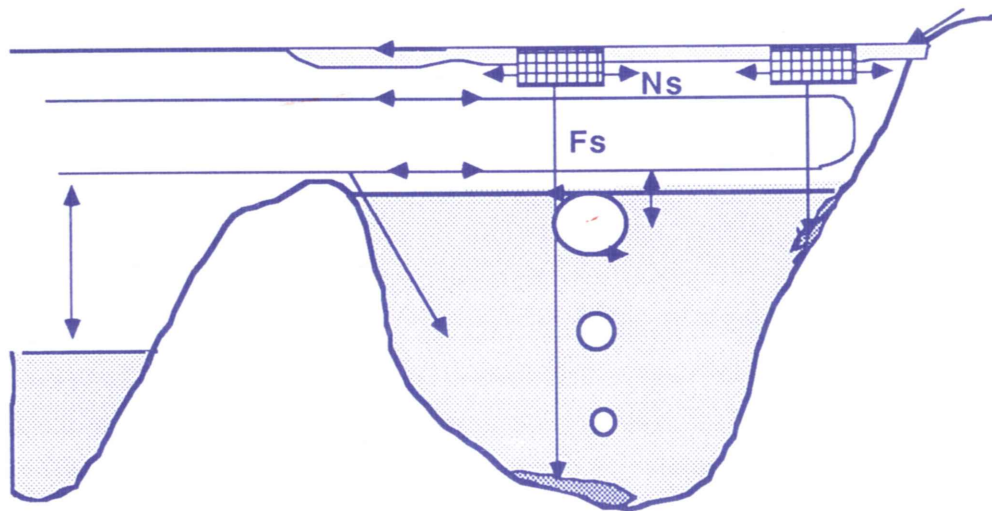


FISKEOPPDRETT OG FJORDER .  
EN KONSEKVENSANALYSE AV MILJØBELASTNING  
FOR 30 FJORDER I MØRE OG ROMSDAL

AV

JAN AURE

ANDERS STIGEBRANDT



Fiskeridirektoratets  
Havforskningsinstitutt

Mars 1989

RAPPORT NR. FO 8803 MARS 1989

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET Postboks 1870 ,5024 Bergen Tlf 05 327760

**FISKEOPPDRETT OG FJORDER .**  
**EN KONSEKVENSANALYSE AV MILJØBELASTNING**  
**FOR 30 FJORDER I MØRE OG ROMSDAL**

AV

JAN AURE

Havforskningsinstituttet i Bergen

ANDERS STIGEBRANDT

Universitetet i Gøteborg  
Boks 4038 S- 40040 Gøteborg Sverige

## INNHALDSFORTEGNELSE

Side

SAMMENDRAG.....	3
1. INNLEDNING.....	7
2. OBSERVASJONSMATERIALE OG METODE	
2.1 Oseanografi.....	9
2.2 Meteorologi.....	13
2.3 Hydrologi.....	13
2.4 Topografi.....	13
2.5 Tilførsler av næringssalter og organisk materiale fra land .....	13
3. METEOROLOGI, TOPOGRAFI, FERSKVANNSTILRENNING OG TILFØRSLER AV NÆRINGSSALTER OG ORGANISK MATERIALE	
3.1 Meteorologi.....	14
3.2 Ferskvannstilrenning.....	16
3.3 Topografi.....	19
3.4 Tilførsler av næringssalter og organisk materiale fra land .....	19
4. OSEANOGRAFISKE FORHOLD	
4.1 Innledning .....	21
4.2 Ytre områder .....	25
4.3 Fjordene over terskelnivå .....	33
4.4 Fjordbassengene.....	39
5. FJORDMODELLEN	
5.1 Innledning.....	52
5.2 Oversiktlig beskrivelse av fjordmodellen.....	54
5.3 Fysiske prosesser i modellen.....	56
5.4 Kjemiske og biologiske prosesser i modellen.....	65
5.5 Modellens krav til måledata.....	66
5.6 Testning av modellen.....	68
6. MILJØBELASTNING FRA FISKEOPPDRETT	
6.1 Innledning.....	74
6.2 Beregning av miljøbelastning fra fiskeoppdrett.....	74

6.3	Diskusjon av sedimentfluksene.....	79
7.	MILJØEFFEKTER AV FISKEOPPDRETT	
7.1	Innledning.....	83
7.2	Teoretisk diskusjon.....	84
7.3	Beregning av oksygenforbruket forårsaket av fiskeoppdrett.....	91
7.4	Modellberegninger av sedimentasjon av marint organisk materiale ned i terskelbasseng.....	94
7.5	Diskusjon av kriterier for akseptable miljøeffekter.....	98
7.6	Diskusjon av høvelige lokaliteter mht. miljøeffekter.....	100
	REFERENSER.....	104

Appendiks: Eksempel på resultat for en enkelt fjord (Fannefjorden)

## SAMMENDRAG.

I foreliggende prosjekt er blitt utviklet en metode for å bestemme effektene av fiskoppdrett på oksygenforbruk og oksygenminimum i bassengvannet i fjorder. Dessuten er også effektene på midlere siktedyp i overflatevannet blitt beregnet vha. en matematisk (numerisk) modell.

For å legge tilrette for bruk av den numeriske fjordmodellen ble målinger utført i og like utenfor 30 fjorder (med tilsammen 47 terskelbasseng) i løpet av 5 forskjellige tokt i tidsrommet juli - desember 1986. I tillegg ble det ukentlig målt i og utenfor tre fjorder i perioden juli 1986 - juni 1987. En stor mengde andre data er også benyttet (f.eks. ferskvannstilrenning og tilførseler av plantenæringssalter og organisk materiale fra land, værobservasjoner og historiske hydrografiske observasjoner fra bl.a. Bud).

### Bearbeidelse av feltdata. Resultater.

En omfattende bearbeidelse av innsamlede data viser bl.a. at:

o Oksygenforbruket i et terskelbasseng er bestemt vesentlig av bassengets terskeldyp. Dette betyr at lokale tilførseler av næringssalter og organisk materiale normalt bare gir et lite bidrag til oksygenforbruket i bassengvannet. Forklaringen er at den intensive vannutvekslingen med kystvannet utenfor (se under), sørger for at konsentrasjonen av organisk materiale i terskelnivået i en fjord vil være omtrent den samme som på tilsvarende dyp utenfor fjorden. Dette gjelder selv om konsentrasjonen av organisk materiale er forhøyet i fjordens overflatelag pga. lokale tilførseler av plantenæringssalter.

o Oksygenforbruket i bassengvannet kan direkte omregnes til en midlere vertikal fluks av "standard" marint organisk materiale ned i bassengvannet. De vertikale fluksene ned i bassengvannet av karbon, nitrogen og fosfor er henholdsvis typisk lik 40, 7 og 1 tonn pr år og km<sup>2</sup> fjordoverflate.

o Intensiteten av den vertikale blandingen, som bestemmer hvor hurtig vannet i et terskelbasseng vil bli utskiftet, er bestemt av tidevann-

strømmens amplitude over tersklene og av den vertikale lagdelingen i bassenget. En metode for å beregne den vertikale diffusiviteten er blitt utviklet. Den vertikale diffusiviteten er en av nøkkelparametrene i enhver sirkulasjonsmodell.

o En omfattende denitrifikasjon foregår i bunnsedimentene. Denne er typisk lik 2,4 tonn pr. år og km<sup>2</sup> sedimentflate.

o Den horisontale vannutvekslingen mellom fjord og sjøområdene utenfor (intermediær utveksling drevet av svingninger i den vertikale tettsfordelingen i kystvannet) er blitt beregnet av en matematisk fjordmodell til å være 40 - 100 m<sup>3</sup>/s pr km<sup>2</sup> fjordoverflate. Små fjorder med dype terskler har en intensivere vannutveksling enn større fjorder med grunnere terskler.

#### Metode å beregne miljøbelastningen fra fiskeoppdrett.

For beregning av miljøbelastning fra fiskeoppdrett (dvs. hva som kommer ut i det naturlige miljøet av organisk materiale og plantenæringsalter) er benyttet et "standard" tørrfor. Forfaktoren er antatt å være lik 1,5.

Pr. 1 tonn fiskeproduksjon antaes at fisken avgir 6 kg P (fosfor) og 40 kg N (nitrogen) i løst form direkte til vannet samt at 500 kg for og fekalier akkumuleres i sedimenthaug på bunnen under anlegget.

For å oksydere 1 tonn av det organiske materialet i sedimenthaugen antaes å medgå 1800 kg oksygen. Herved antaes at 10 kg P og 70 kg N vil gå ut oppløst i vannet.

Nedbrytningsraten av sedimenthaugen antaes å være proporsjonal med sedimenthaugens masse. 10% av sedimenthaugen antaes å bli nedbrutt årlig. 30% av nedbrytingen antaes å være aerob (forbruker oksygen fra vannet) mens 70% av nedbrytingen antaes å være anaerob (hvor bl.a. metan dannes).

For å understreke at nedbrytingen i en sedimenthaug varierer med tiden er begrepet likevektstykkelser av en sedimenthaug blitt innført. Denne fås når nedbryting og tilførsel av organisk materiale er like store. Med 10% årlig nedbrytningsrate fås 80% av likevektstykkelser etter ca. 16 år ved konstant tilførsel av forspill og fekalier.

Forenklet metode å beregne økt oksygenforbruk i bassengvannet pga. nedbrytingen av sedimenthauger.

Siden en kan beregne den normale fluksen av marint organisk materiale ned i terskelbassengene (funksjon av terskeldypet) og en kjenner oksygenforbruket ved nedbrytingen av dette materialet kan en direkte sammenligne oksygenforbruket forårsaket av fiskeoppdrett med det naturlige oksygenforbruket.

For å beregne hvordan et økt oksygenforbruk vil redusere laveste oksygenkonsentrasjon på største dyp i et terskelbasseng  $O_{2min}$  (ca. 10 m over største bunndyp) er det blitt utviklet en approksimativ metode (R-metoden). Denne forutsetter at nedbrytingen av organisk materiale fra fiskeoppdrett er fordelt vertikalt på samme måte som nedbrytingen av naturlig marint organisk materiale.

Vha. R-metoden kan en for ethvert terskelbasseng beregne  $O_{2min}$  for enhver akkumulert masse av forspill og fekalier i sedimenthauger nede i terskelbassenget. Dette er blitt gjort for alle de enkelte fjordene i undersøkelsen.

Ved bruk av den matematiske fjordmodellen er fluksen av "sekundært" marint organisk materiale (produseret vha. plantenæringsalter fra fiskeoppdrett) ned i terskelbassengene blitt beregnet. Det er vist at denne fluksen vanligvis er ubetydelig. Det sekundære marine organiske materialet vil imidlertid gi opphav til et redusert siktedyp. Denne reduksjonen er blitt beregnet.

Miljøeffekter av fiskeoppdrett.

o Oppdrett over grunne områder (grunnere enn terskeldypet pluss 5-10 m) vil normalt gi en ubetydelig økning av oksygenforbruket i terskelbassengene. Det forutsettes imidlertid at fiskeoppdrettet blir plassert slik at forrester og fekalier ikke tilføres de dype områder av fjorden (dypere enn terskeldypet pluss 5 - 10 m) ved naturlige erosjonsprosesser. Ved en fornuftig lokalisering av anleggene i de grunne områdene er det i de fleste tilfeller meget liten risiko for at forrester

vil sedimentere i de dype områdene av fjorden. Organiske sedimenter under anleggene som fjernes vha. strømsettere eller lignende vil kunne sedimentere i terskelbassenget og derved bidra til økt oksygenforbruk. Sedimenthauger må derfor ikke fjernes gjennom spredning.

o Oppdrett over **dype områder** (dypere enn terskeldyp pluss 5-10 m) resulterer i sedimenthauger nede i terskelbassenget. Disse vil gi opphav til økt oksygenforbruk i bassengvannet. Det er derfor viktig at sedimenthaugene havner så høyt opp i bassengvannet som mulig. Dette fordi vannutskiftningen (og oksygentilførselen) øker oppover mot terskeldypet. Terskelbasseng med høye R-verdier (og høye oksygenminimumsverdier) vil ha størst kapasitet mht. tilførsler av organisk materiale (forrester) fra fiskeoppdrett.

Direkte oppsamling av forspill og fekalier vil redusere belastningen vesentlig. Mindre forspill (lavere forfaktor) vil selvsagt også bidra til redusert belastning på bassengvannet.

o Alt oppdrett, både over dype og grunne områder, vil gi opphav til et redusert siktedyp i fjorden p.g.a. økt planteplanktonproduksjon. Reduksjonen er proporsjonal med fiskeproduksjonen pr. flateenhet og omvent proporsjonal med størrelsen på vannutvekslingen med sjøområdene utenfor fjorden. Midlere reduksjon av siktedypet i overflatelaget vil normalt være beskredent.

o De eneste miljøkonsekvensene av betydning får en normalt ved oppdrett over dype områder i fjorden. Oksygenforholdene i terskelbassenget blir påvirket av det direkte oksygenforbruket ved nedbrytning av avfallshaugene og ved oksydering av ammonium som lekker ut fra haugene.

Metoden for beregning av økt oksygenforbruk i bassengvannet, utviklet under dette prosjektet, kan sammen med den numeriske fjordmodellen også benyttes til å beregne miljøeffekter i fjorder forårsaket av andre menneskelige utslipp (f.eks. fra jordbruk, industri og kloakk).



## 1. INNLEDNING.

Som et delelement i en utviklingsplan for havbruk ville Møre og Romsdal Fylkeskommune få undersøkt mulighetene for fiskeoppdrett i en rekke større og mindre terskelfjorder (30). Fylkesmannen i Møre og Romsdal (Miljøvern-avdelingen) ønsket forløpig at disse fjordene ikke skulle benyttes pga. forurensningsfaren fra fiskeoppdrett (økte tilførsler av næringssalter og organisk materiale). På denne bakgrunn ble Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, av Fiskerisjefen i Møre og Romsdal samt Fylkeskommunen, bedt om å gjennomføre en undersøkelse av de 30 aktuelle fjordene.

Hovedformålet med prosjektet ("terskelfjordprosjektet") var å beregne hvordan oksygenforholdene i bassengvannet ble forverret ved ulike årsproduksjon av fisk. Kombinert med en gitt undre grense for oksygenkonsentrasjonen vil det derved være mulig å bestemme fjordens bæreevne. Det ble i tillegg sett på hvilken innvirkning økte utslipp av næringssalter ville ha for siktedypet pga. den økte planktonproduksjonen i vannmassene over terskeldypet.

Terskelfjordprosjektet er nå avsluttet og rapportert i Aure, J. & Stigebrandt, A. 1989: Fiskeoppdrett og fjorder - En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Arbeidet er utgitt i Havbruksplan for Møre og Romsdal, delrapport 3.I : Terskelfjordrapporten - hovuddel og delrapport 3.II: Terskelfjordrapporten - fjordrapportar. (Møre og Romsdal Fylkeskommune, Mars 1989).

For at et prosjekt av denne typen skulle kunne gjennomføres krevdes det bl.a. videreutvikling og bruk av kompliserte numeriske fjordmodeller. Analyser av den store datamengden fra de 30 undersøkte fjordene har også belyst en rekke grunnleggende fysiske og kjemiske forhold og da spesielt i fjordbassengene. Siden undersøkelsen omfatter et stort antall terskelbasseng var det mulig å undersøke topografiens betydning for oksygenforbruk og vertikal blanding i bassengene. Ved siden av rapporten til oppdragsgiver er det foreløpig produsert 4 vitenskapelige arbeider i forbindelse med prosjektet; J. Aure & A. Stigebrandt: "On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords.", A. Stigebrandt & J. Aure: "On the vertical mixing in the basin

waters of fjords.", A. Stigebrandt & J. Aure: "Observations of plant nutrients in fjords." og A. Stigebrandt: "The response of the horizontal mean vertical density distribution in a fjord to low-frequency density fluctuations in the coastal water."

Nytteverdien av resultatene fra prosjektet går langt utover den aktuelle problemstillingen i Møre og Romsdal. Det er bl.a. utviklet en forenklet beregningsmetode for å bestemme miljøeffekter fra utslipp av næringssalter og organisk materiale i fjorder fra fiskeoppdrett (bæreevne). Denne metoden kan også benyttes på utslipp av næringssalter og organisk materiale fra annen menneskelig aktivitet. Et slikt "beregningsverktøy" mangler idag og vil være meget nyttig for myndigheter, forvaltning og andre som arbeider med miljøforholdene i våre fjorder.

For å få en økt spredning av vårt arbeide, og da spesielt blant kolleger, har vi ønsket å utgi rapporten ved Havforskningsinstituttet. Den foreliggende rapport er stort sett identisk med "Terskelfjordrapporten - hovuddel". Vi takker Møre og Romsdal Fylkeskommune for denne mulighet til en større spredning av vårt arbeide.

Rapporten er organisert på følgende sett. Observasjonsmateriale og metoder er presentert i Kap. 2 og 3. Bearbeidelse og generelle resultater av observasjonene er presentert i Kap. 4. I Kap. 5 presenteres grunnlaget for den matematiske fjordmodellen. I Kap. 6 presenteres metodikken for å beregne miljøbelastningen fra fiskeoppdrett. Beregningsmetoder for å bestemme miljøeffekter fra utslipp av næringssalter og organisk materiale i fjorder blir presentert i Kap. 7. Der diskuteres også kriterier for akseptable miljøeffekter fra fiskeoppdrett samt hvilke lokaliseringer innenfor fjorder som gir minst miljøpåvirkning. I Appendiks gies et eksempel på rapportene for hver enkelt fjord som ble utgitt i terskelfjordprosjektet.

## 2. OBSERVASJONSMATERIALE OG METODE.

### 2.1 OSEANOGRAFI

#### TOKT 1986

I perioden fra juli til desember 1986 ble det utført 5 tokt til 30 terskelfjorder i Møre og Romsdal. Målestasjonene er angitt i Fig. 2.1. Måleparametre og antall målinger er vist i Tabell 2.1. De 5 toktene ble utført i følgende tidsrom:

tokt-1	3 - 15 juli
tokt-2	25 aug - 3 sept
tokt-3	24 sept - 5 okt
tokt-4	26 okt - 8 nov
tokt-5	19 nov - 2 dec.

Tilsammen ble det tatt 363 stasjoner under toktene. Endel av de totalt 30 fjordene består av flere basseng slik at 47 ulike fjordbasseng ble undersøkt.

For hver fjord ble det utført observasjoner utenfor fjorden (referansestasjon) og ved en hovedstasjon for hvert basseng. I de større fjordene ble det tatt supplerende stasjoner.

Vannprøver for analyse av oksygen, temperatur, saltholdighet, uorganiske næringssalter (nitrat, nitrit, ammonium, fosfat og silikat), Tot P og N, chlorofyll a og pheo-pigmenter ble tatt i utvalgte dyp med vannhentere. Temperatur og saltholdighet ble målt med CTD- sonde som ble kalibrert flere ganger pr. tokt med vannprøver fra dypbassengene. In situ fluoresens ble målt kontinuerlig ned til maksimalt 60 m dyp. I tillegg ble det utført målinger av siktedyp ved de fleste stasjonene, se Tabell 2.1 for en oversikt.

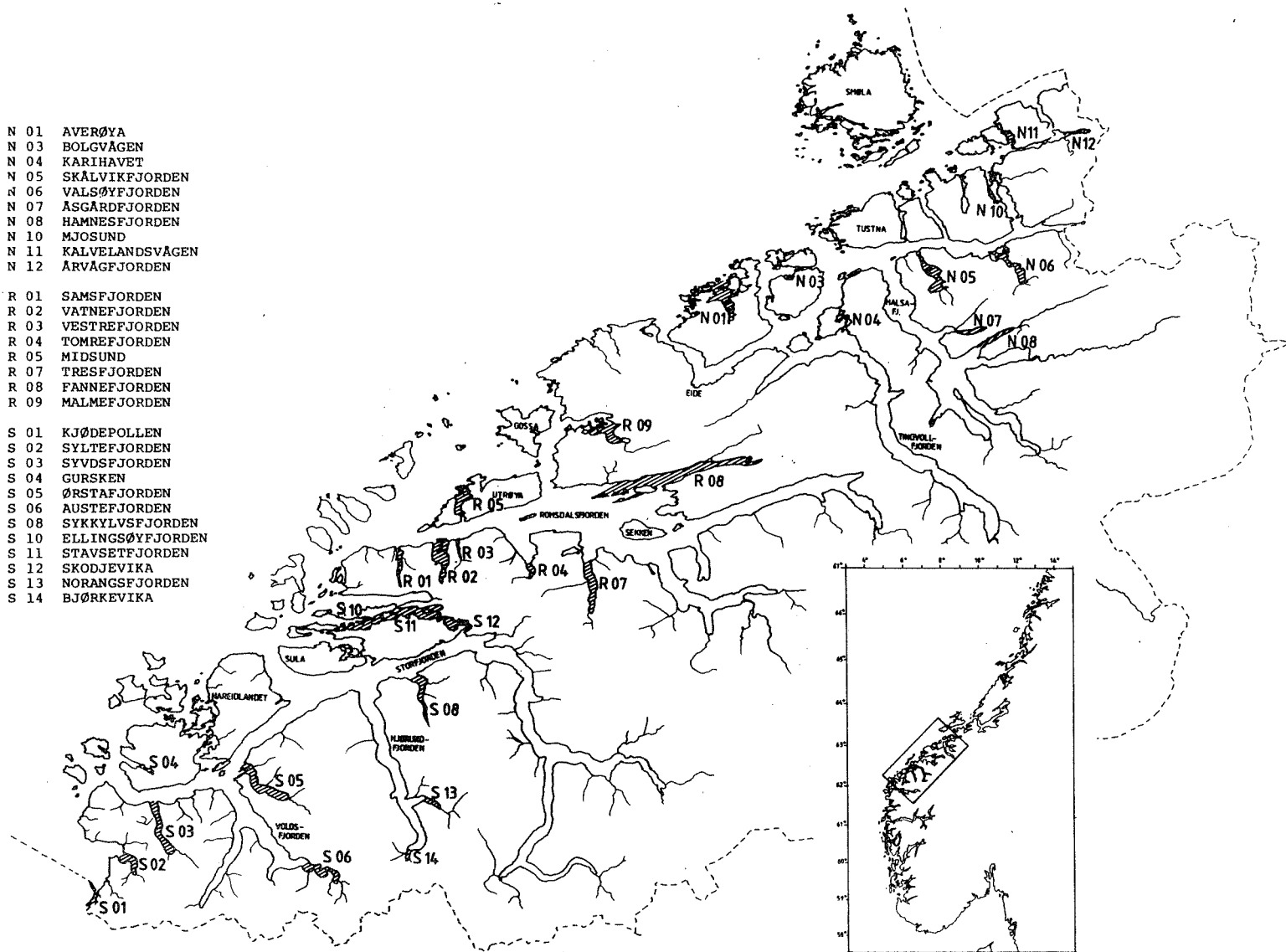


Fig. 2.1 Kart over undersøkelsesområdet. Oseanografiske målestasjoner er angitt samt de meteorologiske stasjonene Vigra og Hjelvik.

Tabell 2.1. Oversikt over målingene. De rutinemessige observasjonene i Midsundet, Averøy og Ørstafjorden betegnes henholdsvis som tokt 6, 7 og 8.

variabel	Tøkt no								Sum
	1	2	3	4	5	6	7	8	
	(Antall måledata)								
Stasjoner	80	81	78	46	78	138	179	147	827
Siktedyp	80	80	72	42	69	118	178	107	746
Temperatur	999	1028	1006	612	1020	1932	2109	2055	10761
Saltholdighet	999	1028	1006	612	1021	1932	2109	2055	10762
Oksygen	274	301	288	176	292	0	0	0	1331
PO <sub>4</sub>	327	335	327	205	308	180	233	291	2206
Tot-P	180	224	217	138	226	0	0	0	985
SiO <sub>4</sub>	287	335	327	205	316	180	237	288	2175
NO <sub>3</sub>	327	335	327	205	318	180	228	291	2211
NO <sub>2</sub>	326	335	327	205	319	180	229	291	2212
NH <sub>4</sub>	207	223	175	115	214	0	0	0	934
Tot-N	207	223	175	115	214	0	0	0	993
Pheo	196	206	200	117	196	0	0	0	915
Chl.a	205	206	200	116	196	0	0	0	923

#### RUTINEMESSIGE OBSERVASJONER 1986 - 87.

I områdene Ørstafjorden (S-5), Midsund (R-5) og Averøy (N-1) ble det utført målinger ca. en gang pr. uke i perioden fra juli 1986 til juni 1987. Temperatur og saltholdighet ble målt i standarddyp ned til 50 m og uorganiske næringssalter ble observert i 2 og 10 m dyp. I tillegg ble siktedyp målt på de fleste stasjonene (Tabell 2.1). Ved Havforskningsinstituttets (HI) faste målestasjon ved Bud ble temperatur og saltholdighet observert ned til 200 m med samme målefrekvens og måleperiode som for områdene foran.

## MÅLETEKNIKK OG METODER.

Målinger av temperatur og saltholdighet ble utført med CTD-sonde (Meeretechnik-Elektronik CTD 1500) med oppgitt nøyaktighet på 0,02°C og 0,02 ppt saltholdighet. Det ble også utført temperatur- og saltholdighetsmålinger i forbindelse med bruk av vannhentere. Det ble her benyttet høypresisjons vendetermometre for måling av temperatur (nøyaktighet 0,01°C) og vannprøvene ble analysert med salinometer på HI (nøyaktighet 0,003 ppt)

Målingene av temperatur og saltholdighet ved de rutinemessige observasjonene i Ørstafjorden, Midsund og Averøy ble utført med "salinotermer" av type "Modell 5005 Oceanographic Salinity and Temperature Measuring Bridge". Nøyaktigheten for disse målerne er oppgitt til ca. 0,1 enheter for både temperatur og saltholdighet.

Oksygen ble analysert ombord ved titrering etter standard Winkler metode. Fosfat, nitrat, nitritt og silikat ble analysert med autoanalysator ved HI (Føyn m. fl. 1981) og ble konservert (tokt 1-3,6-8) med kloroform og oppbevart kjølig og mørkt (Hagebø & Rey, 1984). Under lagring vil fosfatverdiene øke med tiden.

Totalfosfor (Tot P) og totalnitrogen (Tot N) ble analysert ved Forurensningslaboratoriet i Molde etter standard metoder med autoanalysator (Technicon AB). Chl.a og pheo ble analysert fluorometrisk ved HI (Strickland & Parson, 1968). Ammonium ble målt etter standard metode på et Shimatzu (UV-240) spektrofotometer under toktene. Fluoresens ble registrert med in situ fluorimeter (Q-instruments APS, Danmark).

## ANDRE OBSERVASJONER.

Observasjoner av temperatur og saltholdighet i de øverste 200 m ved HI sin faste hydrografiske stasjon ved Bud (Ona) har foregått siden 1946 (Fig. 2.1). Bud vil bli benyttet som referansestasjon for de hydrografiske forholdene i kystvannet (se Kap. 4).

Det er ellers benyttet tidligere målinger fra HI, NIVA, Volda Distriktshøgskole og fylkesmannen i Møre og Romsdal (miljøvern avdelingen).

## 2.2 METEOROLOGI.

Fra Meteorologisk Institutt i Oslo er det innhentet daglige observasjoner av vindstyrke og -retning, temperatur, nedbør, skydekke og relativ luftfuktighet ved 8 meteorologiske stasjoner i 1986 og for 2 stasjoner i 1987 (Vigra og Hjelvik, se Fig. 2.1). Månedsmidler for de samme meteorologiske parametre er beregnet for 4 stasjoner i 1986 og for et normalår.

## 2.3. HYDROLOGI.

Norges Vassdrags- og Energiverk (Vassdragsdirektoratet) har beregnet ferskvannstilførselen til alle de undersøkte fjordene. Det er beregnet døgn, uke og månedsmidler for 1986 og for et normalår. I Tabell 3.2 gis årsmiddel (mid) samt maksimale (max) og minimale (min) månedsmidler. Også den normaliserte ferskvannstilførselen (pr. km<sup>2</sup>) er gitt.

## 2.4. TOPOGRAFI.

Fra Statens Kartverk (Sjøkartverket) er det innhentet originale sjøkart som er benyttet til å bestemme terskeldyp og munningsarealer samt for beregning av areal- og volumforhold i de enkelte fjordene. Beregnete arealer og volumer for de enkelte fjordene er gitt i Kap. 7. En oppsummering av de viktigste topografiske forhold i enkelte fjorder er gitt i Tabell 3.1.

## 2.5. TILFØRSLER AV NÆRINGSSALTER OG ORGANISK STOFF FRA LAND.

Beregninger av årlige tilførsler av nitrogen og fosfor (total) samt organisk stoff gitt ved biokjemisk oksygenforbruk (BOF<sub>7</sub>) til de enkelte fjordene er utført av kommunene etter veiledning fra fylkesmannen (miljøvern-avdelingen) (Tabell 3.2). Det er også gitt opplysninger om eksisterende oppdrettsvirksomhet i de enkelte fjordene. Visse kommuner har dog ikke levert slike beregninger. En har da anslått tilførslene som det doble av midlere spesifikke tilførsler for øvrige fjorder i undersøkelsen (se Kap. 3.4). Metode for beregning av tilførsler av næringssalter og organisk stoff fra fiskeoppdrett er beskrevet i Kap. 6.2.

### 3. METEOROLOGI, TOPOGRAFI, FERSKVANNSTILRENNING OG TILFØRSLER AV NÆRINGS- SALTER OG ORGANISK MATERIALE.

#### 3.1. METEOROLOGI.

Vind, lufttemperatur, skydekke, luftfuktighet, nedbør og ferskvannstilrenning har stor betydning for den hydrografiske tilstanden i fjordene og kystområdene. I det følgende vil vi se på de mer storstilte meteorologiske forhold i undersøkelsesområdet i 1986 og sammenligne disse med forholdene i et normalår.

Kysten av Møre og Romsdal har et typisk marint klima med mye nedbør. Nedbøren er størst i de midtre fjordstrøk. I f.eks. Ørstaområdet er årsnedbøren 1,6 ganger større enn ved Vigra (Fig. 3.1). Både nær kysten og i fjordene er det størst nedbør om høsten og minst i vår/sommer månedene. I undersøkelsesperioden fra juli 1986 og året ut var det markert større nedbør enn normalt i høstmånedene fra september til desember. Det ser ut til at spesielt de midtre fjordstrøkene har fått nedbør langt over normalen i denne perioden.

Lufttemperaturen er i vintermånedene lavere i fjordområdene enn langs kysten. Ved Vigra f.eks. ligger månedsmiddeltemperaturen i januar og februar omlag 2°C høyere enn i Ørstaffjorden (Fig. 3.1). Ellers i året er det normalt ikke store temperaturforskjeller. De lavere vintertemperaturene i fjordområdene resulterer i at mye av nedbøren om vinteren kommer i form av snø. Dette har stor innvirkning på ferskevannstilførselen til fjordene gjennom året (se avsnitt 3.2). Fra juli til oktober 1986 var det kaldere enn normalt og da spesielt i september. Tidligere på året var det særlig kaldt i januar og februar i fjordområdene.

Det er markert høyere vindstyrker langs kysten enn i fjordene. Mens f.eks. midlere månedlig vindstyrke gjennom året langs kysten (Vigra) ligger mellom 3 m/s og 8 m/s er tilsvarende verdier i Ørstaffjorden 0.1 og 2.2 m/s (Fig. 3.1). Langs kysten er det sterkeste vind om høsten og vinteren mens det i fjordområdene er sterkeste vind i mai, juni og juli (solgangsvind). I 1986 var det ved kysten (Vigra) høyere vindstyrker enn normalt i september, oktober og november. Langs kysten (Vigra) var det dominerende vind fra nordøst i juli og august. Fra september til november var det hovedsakelig



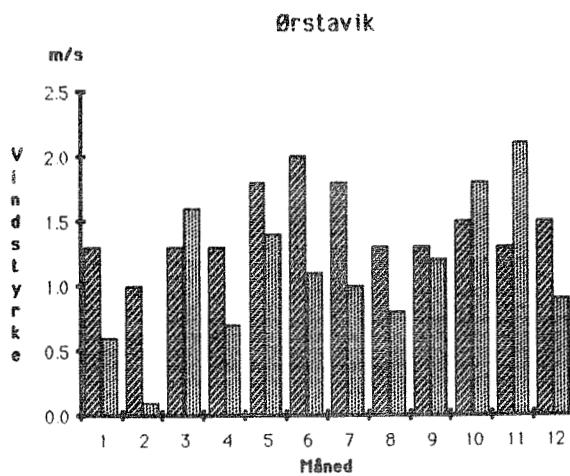
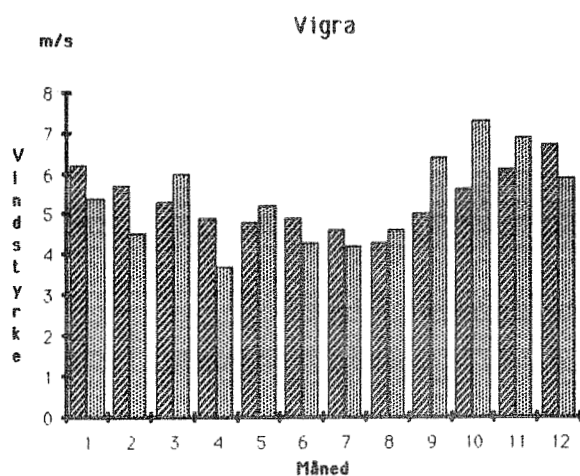
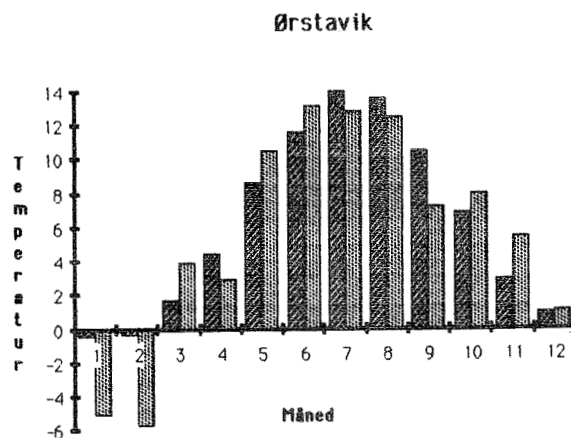
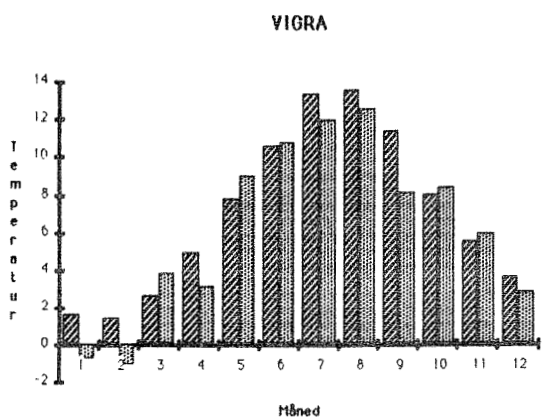
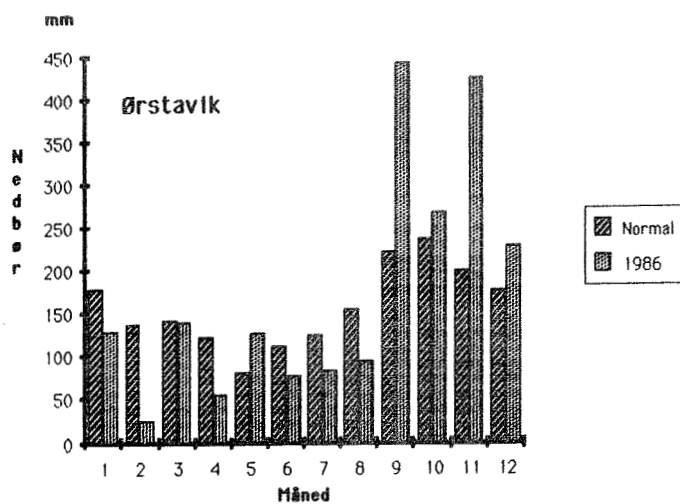
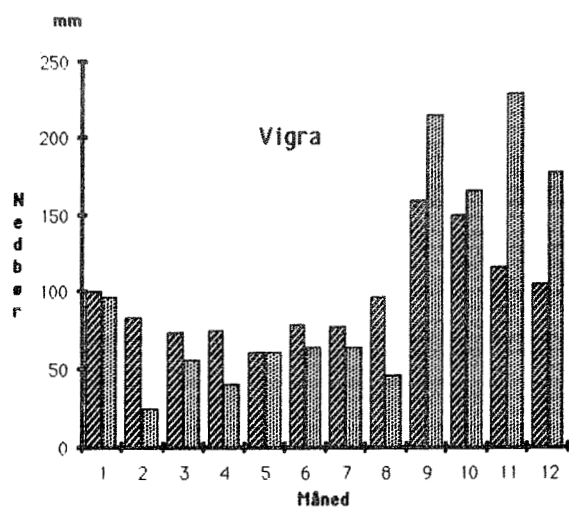


Fig. 3.1 Nedbør, lufttemperatur og vindstyrke ved Vigra og Ørstavik i 1986 og for et normalår.

vind fra sør og vest. I fjordområdene (f.eks. Ørstafjorden) var det relativt lite vind i juli og august og sterkere vind enn normalt i oktober og november.

Fra juli 1986 og ut året var det i hele undersøkelseområdet stort sett mer skyet vær enn i et normalår. Dette var mest utpreget i høstmånedene fra september og utover.

### 3.2 FERSKVANNSTILRENNING.

I Møre og Romsdal er det klare forskjeller i ferskvannsavrenningen til fjordene gjennom året. I de "ytre" områdene med marint klima er det to avrenningstopper i løpet av året, en om våren og en om høsten. Som oftest er høstflommen den dominerende. Laveste avrenning inntreffer i sommermånedene (regime A) (Fig. 3.2). Lenger inn fra kysten hvor vintertemperaturene er lavere og nedbøren i løpet av vinteren ofte bindes i form av snø er vårflommen dominerende. Også i disse områdene er det et sommerminimum i ferskvannsavrenningen (regime B).

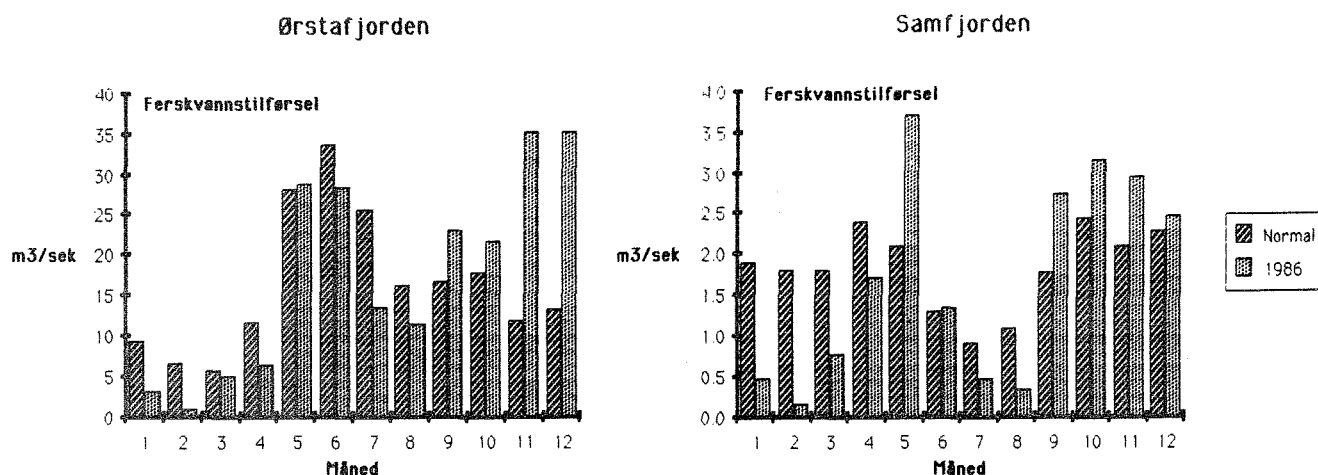


Fig. 3.2 Ferskvannstilrenning til Ørstafjorden og Samfjorden i 1986 og for et normalår.

I de kystnære farvann var det i perioden fra juli 1986 og utover lavere ferskvannstilrenning enn normalt i juli og august. Fra september og ut året var det større tilrenning enn normalt og da spesielt i månedene september, oktober og november. Dette var mønsteret også lenger inn fra kysten men det var her vesentlig større tilførsler av ferskvann i forhold

Tabell 3.1. Mørefjordenes topografi. T.dyp = ytre terskeldyp, Dmax = maximale dyp, Dmid = midlere dyp, AT (VT) = Totale arealet (volumet), AB (VB) Arealet (Volumet) under terskelnivået, M.areal = Munningsareal.

Fjord Navn		Areal Nr (km <sup>2</sup> )	Volum (km <sup>3</sup> )	T.dyp (m)	Dmax (m)	Dmid (m)	Ant Bas	VB/VT (%)	AB/AT (%)	M.areal (m <sup>2</sup> )
Kjødepollen	S-01	6,60	0,236	40	70	35	2	18	43	18600
Syltefjorden	S-02	3,90	0,180	40	104	46	1	34	52	18300
Syvdsfjorden	S-03	8,90	0,473	30	100	53	1	53	73	19900
Gursken	S-04	2,20	0,037	15	34	17	1	31	55	7200
Ørstafjorden	S-05	15,53	1,301	24	170	84	1	74	83	18000
Austefjorden	S-06	3,58	0,160	29	105	44	1	48	64	7800
Sykkylvsfj.	S-08	3,68	0,071	28	35	19	2	11	45	12600
Ellingsøyfj.	S-10	12,96	0,353	40	75	28	2	12	26	21100
Stavsetfj.	S-11	15,45	0,631	25	130	41	2	53	58	6300
Skodjevika	S-12	6,18	0,190	5	70	31	1	85	88	350
Norangs fj.	S-13	2,10	0,065	17	46	28	1	52	74	7400
Bjørkevika	S-14	1,07	0,028	11	40	25	1	61	83	2900
Samsfjorden	R-01	3,78	0,099	40	70	26	1	14	25	7200
Vatnefjorden	R-02	9,90	0,455	50	110	46	2	21	45	26600
Vestrefj.	R-03	1,04	0,011	17	30	10	2	12	22	7100
Tomrefjorden	R-04	2,33	0,050	28	40	22	1	10	34	9200
Midsundet	R-05	8,23	0,243	37	60	29	2	18	37	11300
Tresfjorden	R-07	12,81	0,534	37	70	43	1	27	61	28000
Fannefjorden	R-08	47,79	1,665	30	80	34	4	33	58	44000
Malmefjorden	R-09	12,34	0,287	16	70	29	2	51	59	6500
Averøy	N-01	19,38	0,471	24	82	24	4	34	42	13000
Bolgvågen	N-03	0,67	0,011	10	40	16	1	52	66	2900
Karihavet	N-04	2,29	0,092	8	74	36	1	80	84	940
Skålvikfj.	N-05	11,14	0,254	25	53	22	3	21	45	2400
Valsøyfj.	N-06	7,78	0,304	4	83	39	2	90	94	1300
Åsgårdfj.	N-07	4,42	0,133	9	51	30	1	72	85	1400
Hammesfj.	N-08	4,65	0,375	7	133	81	1	92	92	1400
Mjosundet	N-10	2,49	0,080	16	60	31	1	57	75	4400
Kalvelandsv.	N-11	3,57	0,068	11	44	19	1	54	62	2700
Årvågfjorden	N-12	1,65	0,065	23	74	40	1	52	67	3800

til normalen i november og desember. Utfra Fig. 3.1 ser vi som ventet at dette henger sammen med den sterke nedbøren og høye lufttemperaturen høsten 1986.

I Tabell 3.2 er midlere årsavrenning og midlere største og minste månedlig ferskvannstilrenning gjennom året fremstilt for alle de undersøkte fjordene. I tillegg er ferskvannstilrenningen pr km<sup>2</sup> fjordareal beregnet (spesifikk ferskvannstilrenning). Denne varierer mye mellom de enkelte fjord-

ene. Bjørkevika (S-14) ligger høyest med  $6,6 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$  mens de laveste verdiene ligger omkring 0,1 (f.eks. N-11 Kalvelandsvågen). Den spesifikke ferskvannstilrenningen til Bjørkevika er altså omlag 60 ganger større enn til Kalvelandsvågen. Den totale ferskvannsavrenningen til Møre og Romsdal-regionen har mønster av regime B, dvs. at det er størst avrenning om våren med et sekundært maksimum om høsten (Skofteland, 1985).

Tabell 3.2. Tilførsler av ferskvann, nitrogen, fosfat og oksygenforbrukende materiale ( $\text{BOF}_5$ ) til Mørefjordene.

Fjord Navn	Type	Ferskvann ( $\text{m}^3/\text{s}$ )						N, P og $\text{BOF}_5$ (ton/år)					
		Totalt			Pr. $\text{km}^2$			Totalt			Pr. $\text{km}^2$		
		max	mid	min	max	mid	min	N	P	$\text{BOF}_5$	N	P	$\text{BOF}_5$
Kjødepollen	A	2,2	1,6	0,9	0,3	0,2	0,1	14	0,5	19	2,1	0,1	2,9*
Syltefjorden	A	3,5	2,4	1,5	0,9	0,6	0,4	43	1,5	94	11,1	0,4	24,1
Syvdsfjorden	A	14,8	10,3	6,2	1,7	1,2	0,7	84	3,7	200	9,5	0,4	22,5
Gursken	A	2,4	1,7	1,0	1,1	0,8	0,5	31	3,2	39	14,2	1,4	17,5
Ørstafjorden	B	33,0	16,0	6,0	2,2	1,0	0,4	150	11,0	500	10,0	0,7	33,0
Austefjorden	B	18,0	8,8	3,1	5,0	2,5	0,9						
Sykkylvsfj.	B?	23,3	15,2	6,8	6,3	4,1	1,8	77	3,2	142	20,9	0,9	44,8*
Ellingsøyfj.	A	5,0	3,8	1,9	0,4	0,3	0,1						
Stavsetfj.	A	4,8	3,6	1,8	0,3	0,2	0,1						
Skodjevika	A	1,6	1,2	0,6	0,3	0,2	0,1						
Norangs fj.	B	8,8	4,2	1,5	4,0	2,0	0,7	24	1,0	66	11,4	0,5	31,4
Bjørkevika	B	14,6	7,1	2,8	13,6	6,6	2,6	31	1,1	45	27,7	1,0	41,0*
Samsfjorden	A	2,4	1,6	0,7	0,6	0,4	0,2	24	2,3	63	6,3	0,6	16,5*
Vatnefjorden	A	4,6	3,1	0,3	0,5	0,3	0,1	36	1,7	79	3,6	0,2	8,0
Vestrefj.	A	1,5	1,0	0,4	1,5	1,0	0,4	13	0,4	21	12,8	0,4	21,1*
Tomrefjorden	A	2,0	1,3	0,6	0,9	0,6	0,3						
Midsundet	A	1,0	0,7	0,3	0,1	0,1	0,0	19	1,4	46	2,3	0,2	5,6*
Tresfjorden	A	14,2	9,4	4,2	1,2	0,8	0,3						
Fannefjorden	A	27,9	13,7	6,4	0,6	0,3	0,1	257	33,0	984	5,4	0,7	20,6*
Malmefjorden	A?	10,0	6,1	2,1	1,0	0,6	0,2						
Averøy	A	4,7	2,9	1,0	0,2	0,1	0,1	94	4,4	194	4,9	0,2	10,2*
Bolgvågen	A	0,7	0,4	0,2	1,0	0,6	0,2						
Karihavet	A	0,8	0,5	0,2	0,4	0,2	0,1	9	0,3	18	4,8	0,1	8,2
Skålvikfj.	B	8,2	3,0	1,1	0,7	0,3	0,1	63	2,4	149	5,6	0,2	13,3*
Valsøyfj.	B	14,6	5,3	1,9	1,9	0,7	0,2	42	1,7	77	5,4	0,2	9,8*
Åsgårdfj.	B	3,1	1,1	0,4	0,7	0,3	0,1						
Hammesfj.	B	32,3	11,8	4,3	7,0	2,6	0,9						
Mjosundet	A	1,4	0,8	0,3	0,5	0,3	0,1	4	0,3	9	1,7	0,1	3,4
Kalvelandsv.	A	1,3	0,5	0,3	0,4	0,1	0,1	2	0,1	7	0,6	0,03	2,0
Årvågfjorden	A	1,5	0,6	0,3	1,0	0,4	0,2	14	0,6	52	8,9	0,4	32,2

\* = Tilførsler fra fiskeoppdrett - angis i de enkelte fjordrapportene.

### 3.3. TOPOGRAFI.

Av de undersøkte terskelfjordene er det 12 på Sunnmøre, 8 i Romsdalen og 10 på Nordmøre (Fig. 2.1). Fjordene varierer mye med hensyn til areal, volum, bredde, terskeldyp og maksimaldyp (Tabell 3.1). Største volum har Fannefjorden (R-8) med 1,652 km<sup>3</sup> mens f.eks. Bolgvågen (N-3) og Vestrefjorden (R-3) til sammenligning bare er 0,011 km<sup>3</sup>. Terskeldypene varierer mellom 4 m og 50 m og fjordene med de grunneste tersklene finner vi stort sett på Nordmøre. Maksimumsdypet i fjordbassengene ligger mellom 30 m og 170 m, mens middeldypet varierer mellom 10 m og 85 m. Endel av fjordene (12) har flere enn ett basseng med sekundære terskler inne i fjordene. Omlag 20 av fjordene tilhører fjordtype A med relativt breie og dype innløp med svak tidevannsstrøm (munningsareal/fjordareal > 0,0005). De resterende fjordene, fjordtype B med munningsareal/fjordareal < 0,0005, har smalere og grunnere innløp med markert tidevannsstrøm i terskelområdet. De undersøkte fjordene dekker derfor et bredt spekter av forskjellige topografiske egenskaper.

### 3.4. TILFØRSLER AV NÆRINGSSALTER OG ORGANISK MATERIALE FRA LAND.

Årlige tilførsler av plantenæringsstoffer (nitrogen og fosforforbindelser) og oksygenforbrukende organiske stoffer totalt og pr. km<sup>2</sup> (spesifikk tilførsel) er angitt i Tabell 3.2. Av tabellen ser vi at de årlige spesifikke tilførselene av nitrogen fra land varierer mye fra fjord til fjord. Midlere spesifikk tilførsel er 8,6 med standardavvik 6,5 (tonn/km<sup>2</sup>/år). Høyeste årlig spesifikk tilførsel har Bjørkevika (S-14) med 27,7 (tonn/km<sup>2</sup>/år) mens Kalvelandsvågen (N-11) har den laveste med 0,6. Kalvelandsvågen får altså pr flateenhet tilført fra land bare omlag 2% av den nitrogenmengden som blir tilført Bjørkevika. Midlere tilførsel av fosfor er 0,44 med standardavvik 0,34 (tonn/km<sup>2</sup>/år). Variasjonen i tilførsler av organiske stoffer (målt som biokjemisk oksygenforbruk BOF<sub>7</sub>) er like stor som for nitrogen. Sykkylvsfjorden (S-8) har størst årlig spesifikk tilførsel med 44,8 (tonn/km<sup>2</sup>/år), mens Kalvelandsvågen igjen ligger lavest med 2, dvs omlag 5% av tilførsel til Sykkylvsfjorden. Midlere spesifikk tilførsel av organisk materiale er 18,7 med standardavvik 12,4 (tonn/km<sup>2</sup>/år).

Hvis vi regner Kalvelandsvågen som et tilnærmet naturlig system mht. tilførsler av næringssalter og organiske stoffer fra land er det endel fjorder som får betydelige tilskudd utover det "normale". I noen av fjordene drives det i tillegg fiskeoppdrett. Utslippene fra denne aktiviteten er ikke tatt med i Tabell 3.2 men vil bli benyttet under vurderingen av de enkelte fjordene (Kap. 7).

#### 4. FYSISKE OG BIOLOGISKE/KEMISKE FORHOLD.

##### 4.1. INNLEDNING.

Vi vil i det følgende først gi en kort innføring i de fysiske, biologiske og kjemiske forhold og prosesser i en fjord (se også kap. 5). Deretter vil vi gi en samlet oversikt av tilstanden innenfor og utenfor de undersøkte fjordene i 1986-87.

**Brakkvann** (Fig. 4.1) dannes når ferskvann blandes med sjøvann. Brakkvannet har lavere saltholdighet enn kystvannet. Med en gitt ferskvannsavrønning til fjorden er brakkvannets temperatur, saltholdighet, lagtykkelse osv. styrt av meteorologiske forhold og fjordens topografi. Brakkvannet strømmer ut fjorden og saltholdigheten øker pga innblandingen med det underliggende sjøvannet. Sjøvannet som bortføres med brakkvannet må kompenseres utenfra og det strømmer saltere vann inn fjorden under brakkvannslaget. Denne vind- og ferskvannsdrevne sirkulasjonen kalles estuarin sirkulasjon.

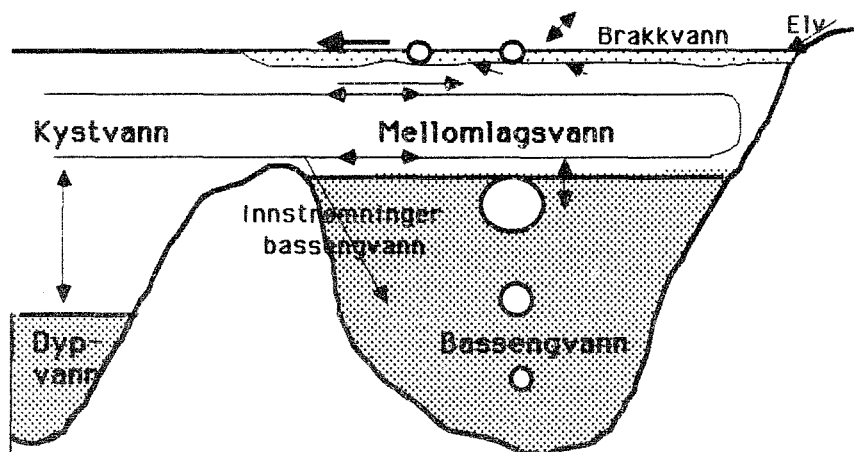


Fig. 4.1 Prinsippkisse for vannmasser og vanntransporter i en fjord.

Mellomlagsvann (intermediært vann) som ligger mellom brakkvannet og terskeldypet (dypeste forbindelsen mellom bassengvannet og områdene utenfor) er ofte sterkt preget av vannmassene utenfor fjorden. Variasjoner i tetthet utenfor fjorden fører til inn- og utstrømninger i dette laget. I fjorder med grunn terskel og lite munningsareal vil derimot disse vannut-

vekslingene ha mindre betydning. Her vil inn- og utgående tidevannsstrømmer dominere vannutskiftningen. Det er som regel vindinduserte opp- og nedstrømninger av vannmasser langs kysten og vertikal omrøring som styrer tetthetsendringene utenfor fjordene. Oppstrømning av vann langs kysten fører til instrømning av vann med høy saltholdighet (tetthet) til de nedre deler av mellomlaget, mens det motsatte inntreffer ved nedstrømning.

Bassengvannet er innestengt bak terskelen og vil i perioder uten innstrømning stort sett beholde sine fysiske egenskaper. Det eneste som kan endre på saltholdighet og temperatur (dvs tetthet) er de vertikale turbulente blandingsprosessene. Tettheten vil på grunn av dette avta med tiden og dermed øke sannsynligheten for innstrømninger til bassengvannet. Derfor er de vertikale turbulente blandingsprosesser meget viktig for hyppigheten av utskiftninger av bassengvannet i fjordene. Når tettheten i terskelnivå utenfor fjorden er høyere enn i bassengvannet vil det skje en innstrømning. Innstrømningen vil i noen tilfeller ikke nå ned til største dyp, men innlagre seg i nivåer mellom terskeldypet og største dyp, og bare delvis fornye vannmassene under terskelnivået. I områder med grunne terskler vil ofte innstrømningene til bassengvannet inntreffe på senvinteren, mens det i fjorder med dypere terskler ofte vil inntreffe i vår og sommermånedene. Temperatur og saltholdighet (og konsentrasjoner av andre emner) i bassengvannet vil derfor ofte være preget av terskeldypet til fjorden.

Planteplanktonproduksjonen i de øvre vannlag (0 - 25 m) er den viktigste kilde for organiske tilførsler til terskelfjordenes bassengvann. For produksjon av planteplankton må næringssalter (fosfat, nitrogenforbindelser og silikat) være tilstede i tilstrekkelige konsentrasjoner. I tillegg er produksjonen styrt av lysintensitet og temperatur, se Fig. 4.2. På våre breddegrader vil lyset begrense (utelukke) produksjon i vinterhalvåret. Ut på senvinteren og våren når lyset er tilstrekkelig sterkt er det en kraftig oppblomstring pga de høye næringssaltkonsentrasjonene som har bygget seg opp i løpet av vinteren. Næringssaltene er i løpet av vinteren tilført de øvre vannlag fra dypere liggende vannlag pga vertikal omrøring, fra land og fra nedbør (nitrogen). En mindre oppblomstring kan forekomme om høsten f.eks. i forbindelse med kraftig vind som gjennom vertikal blandning tilfører næringssalter til de øvre vannlag. Oppblomstringer kan også skje i forbindelse med oppstrømning av tungt, næringssalt-



rikt vann. I fjorder kan oppblomstringer under slike forhold bli forsterket ved at gammelt, næringssaltrikt bassengvann blir utbytt og oppløftet.

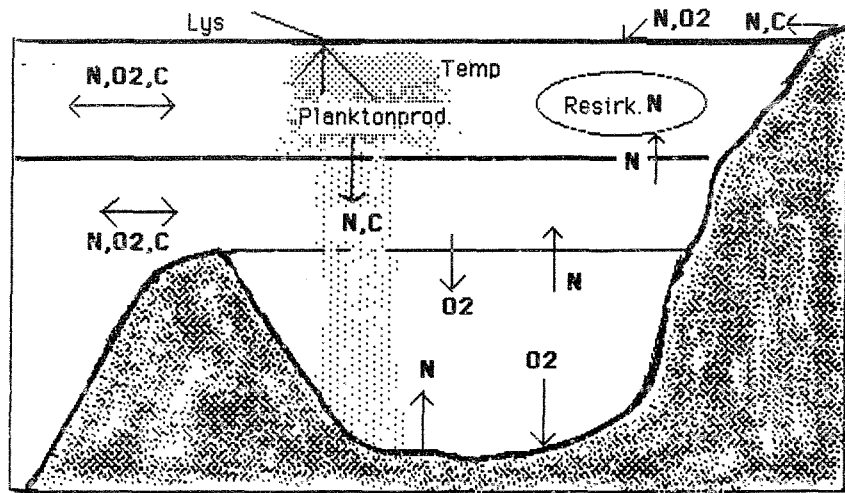


Fig. 4.2 Prinsippkisse for biologiske og kjemiske prosesser ( $O_2$ =oksygen, N=næringssalter, C=carbon).

Planteplankton synker nedover i vannmassene og brytes ned. En del brytes ned i produksjonslaget (0-25 m) og næringssaltene som da frigjøres benyttes til ny produksjon. Resten synker ned under produksjonslaget. Endel av dette brytes ned i vannmassene og i bunnsedimentene av bakterier og dyr, mens resten akkumuleres på bunnen i form av organiske sedimenter. Nedbrytningen av organisk materiale forbruker oksygen og frigjør næringssalter (fosfat, nitrogenforbindelser og silikat). Under oksygenfattede forhold (mindre enn 0,5 ml  $O_2$ /l) i vann eller i sediment produseres det ammonium, mens nitrat forbrukes. Under oksygenfrie forhold produseres hydrogensulfid og ammonium. I overgangssonen mellom områder med og uten oksygen (redoksklinen) skjer denitrifikasjon (frigjørelse av nitrogengass) når nitrat diffunderer ned i det oksygenfrie området. I sedimentene skjer denitrifikasjonen ofte et stykke under sedimentoverflaten.

I fjordbasseng vil derfor oksygenverdiene avta og næringssaltverdiene øke i perioder uten innstrømming av oksygenrike vannmasser. Oksygenforbruket i et gitt basseng vil være en funksjon av mengden tilført organisk materiale (plankton og annet marint organisk materiale fra sjøområdene utenfor fjorden, organisk materiale fra land og fiskeoppdrett). Denne er hovedsaklig avhengig av topografiske forhold (Aure & Stigebrandt, 1989). Hyppigheten av innstrømninger av oksygenrikt vann og tilførselen av oksygen

gjennom vertikal blanding vil sammen med oksygenforbruket være bestemmende for hvor lave oksygenverdiene blir i bassengvannet.

Det er vanlig å karakterisere forholdene som kritiske når oksygenverdiene er under 2 ml/l, dårlige mellom 2 og 3,5 ml/l og tilfredstillende over 3,5 ml/l.

Spesielt i fjorder med grunne terskler (<20 m) vil det, ved innstrømninger til bassengvannet, løftes opp store mengder næringssalter (gammelt bassengvann) til produksjonslaget. Da slike innstrømninger som oftest inntrer i vår og sommerhalvåret kan de tilførte næringssaltene utnyttes til økt produksjon. Slike tilførsler til produksjonslaget kan ofte langt overstige tilførslene av næringssalter fra land (naturlig og fra menneskelig aktivitet).

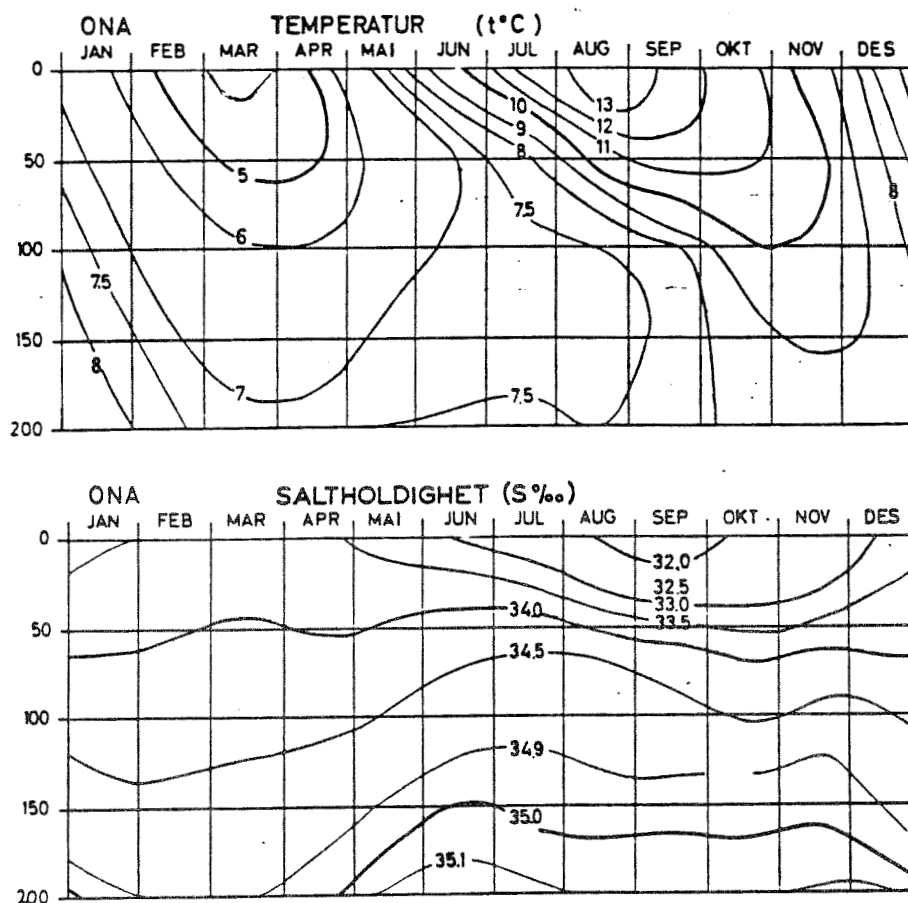


Fig. 4.3 Temperatur og saltholdighet i de øverste 200 m i et normalår ved den faste hydrografiske stasjonen Ona (HI) (basert på månedsmidler).

#### 4.2. YTRE OMRÅDER.

##### Hydrografi.

Vi skal først se på endringene i saltholdighet og temperatur i kystområdene i et normalår. Til dette vil vi benytte data fra den faste hydrografiske stasjonen ved Bud/Ona (Fig. 2.1 og Fig. 4.3). Saltholdigheten (tettheten) i de øverste 20 m er i et normalår høyest i vinter og vårmånedene (februar-mai) og lavest i august-september. I de dypere liggende lagene (40-50 m) er saltholdigheten og dermed tettheten høyest i vår og sommermånedene. Temperaturen i de øverste 20 m er lavest i mars og høyest i august-september. Kystvannet ( $S < 34,5$  ppt) varierer i dybde mellom ca. 60 m og 140 m, med størst vertikalutbredelse i høst og vintermånedene. Under 150 m dyp er det atlantiske vannmasser ( $S > 35,0$  ppt) fra mai og ut året.

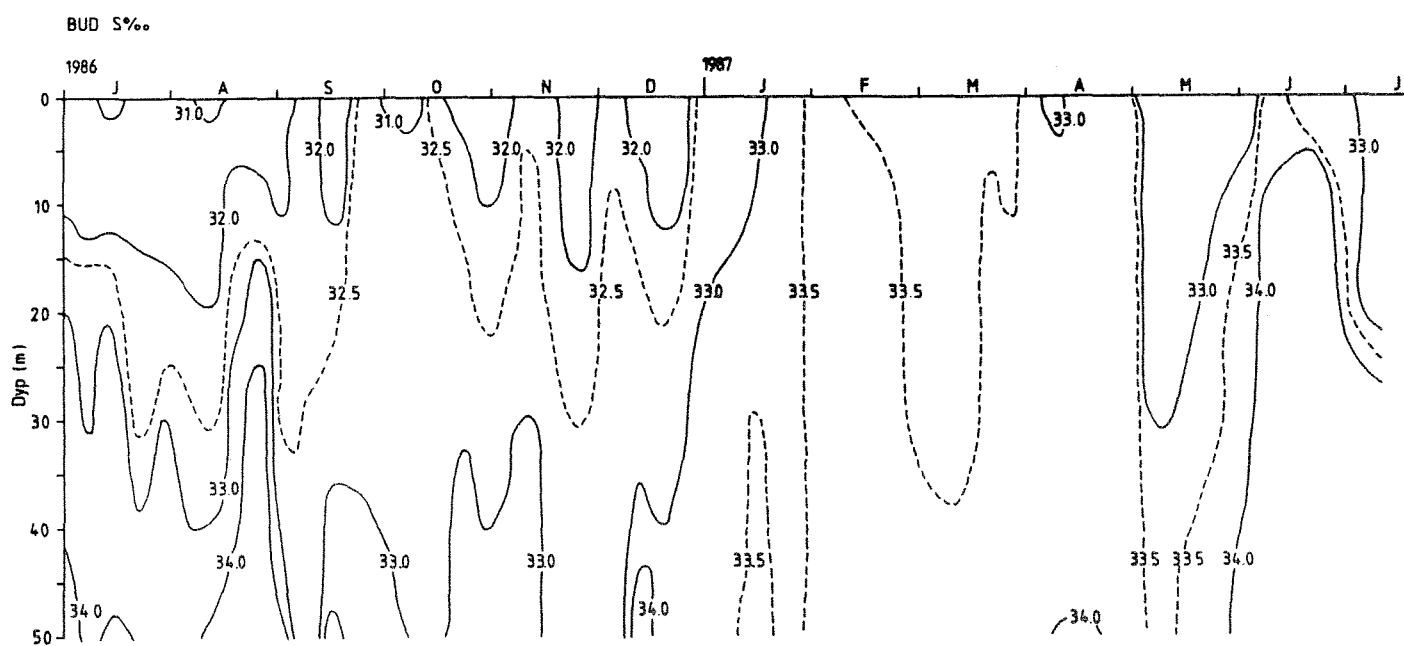


Fig. 4.4 Saltholdighet i de øverste 50 m i 1986/87 ved den faste hydrografiske stasjonen ved Bud (HI) (basert på ukesverdier).

Ved siden av de mer sesongmessige endringer i vannmassene foregår det i kystområdene kortperiodiske endringer i tetthet (1-2 uker) som er spesielt viktige for ut og innstrømmingene i mellomlaget i fjordene. Ved kyststasjonen Bud ble det i 1986-87 tatt målinger med ca. en ukes mellomrom

og vi ser av Fig. 4.4 at det var hyppige vekslinger i saltholdighetsfeltet gjennom året. Spesielt skal vi legge merke til de kraftige oppstrømmingene av dypvann med saltholdighet over 34,0 ppt i månedsskiftet august/september 1986 og i juni 1987.

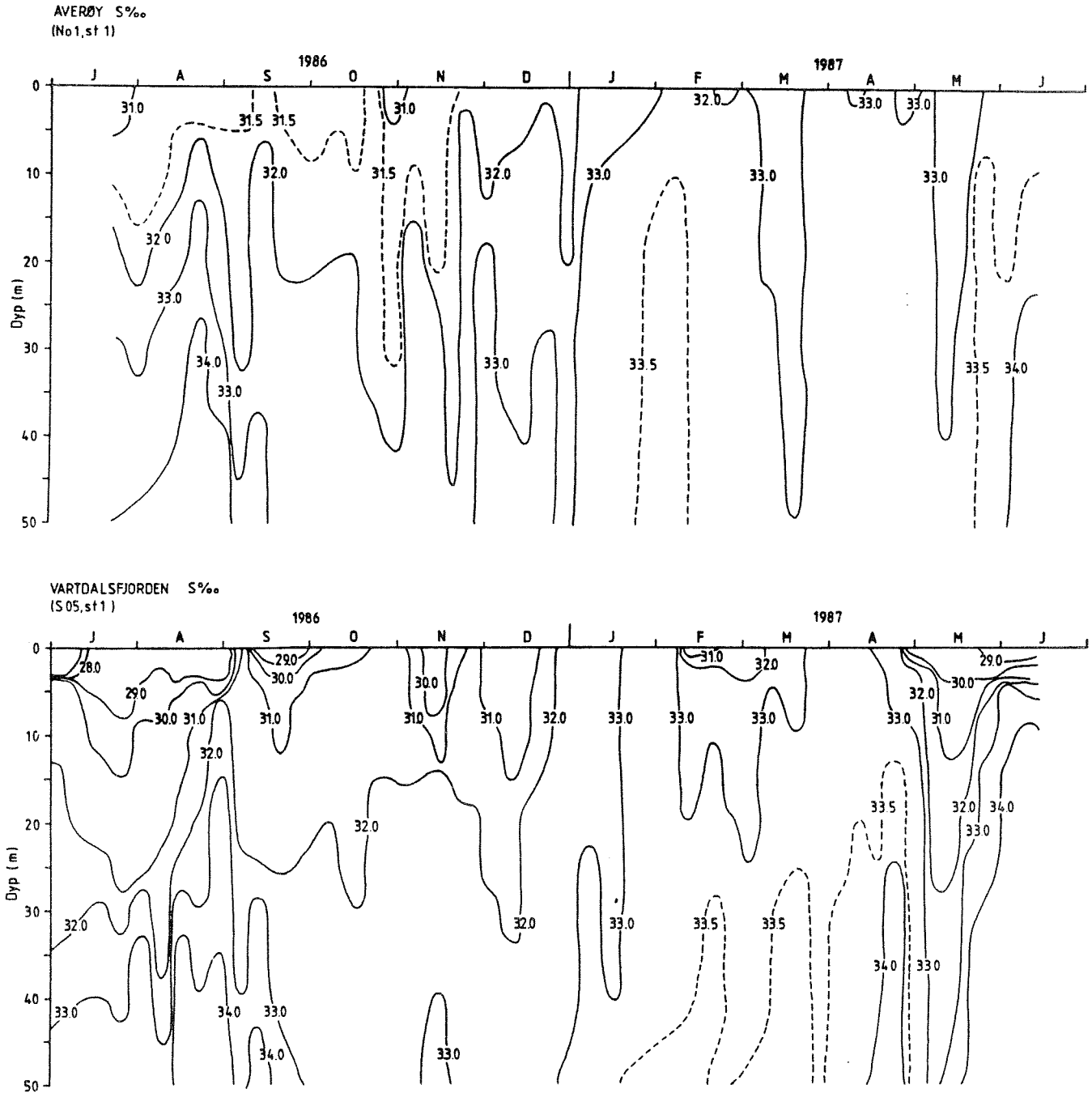


Fig. 4.5 Saltholdigheten i de øverste 50 m ved Averøy (st. 1) og utenfor Ørstafjorden (st. 1, Vartdalsfjorden). Forholdene utenfor Midsund er representert ved Bud i Fig. 4.4.

Mange av de samme variasjonene finner vi igjen i Vartdalsfjorden (S05, st.1), Midsund (st.1) og ved Averøy (st.1), bl.a. de to forannevnte oppstrømningene av dypvann med høy saltholdighet (Fig. 4.5). Observasjonene i 1986-87 viser at de hydrografiske endringene ytterst på kysten fortplanter seg raskt innover i fjordene. Disse hyppige tetthetsendringene har som nevnt foran stor betydning for vannutskiftningen i terskelfjordenes mellomlag.

Vi skal nå se litt nærmere på til hvilke årstider en kan forvente innstrømninger til bassengvannet i de undersøkte fjordene. Da terskeldypene i de undersøkte fjordene varierer mellom 5 og 50 m (Tabell 3.1) har vi valgt å fremstille tetthetsforholdene i 10 m, 30 m og 50 m dyp ved Bud. Tettheten er her gitt ved  $\sigma_t$  ("sigma-t") som er tettheten (i  $\text{kg/m}^3$ ) - 1000. Tettheten 1025,0 har altså sigma-t verdien 25,0. Tetthetsforholdene er fremstilt som % sannsynlighet for at vannmasser med tettheter mindre enn gitte verdier skal opptre i de enkelte av årets 4 kvartaler (Fig. 4.6) (Eksempel: I 10 m dyp er det i 4. kvartal 40% sannsynlighet for at det skal intrefte tettheter mindre enn 25,0 (og dermed 60% sannsynlighet for at det skal inntrefte tettheter større enn 25,0). Femti prosent sannsynlighet gir medianverdiene av tettheten i de enkelte kvartalene. (I 4. kvartal er denne f.eks. omtrent 25,2 i 10 m dyp).

I 10 m dyp (utenfor fjorder med grunne terskler) er det størst sannsynlighet for høye tettheter i 1. kvartal (jan.-mars). Det kan også forekomme høye tettheter i 2. kvartal ( $> 26,7$ ). I 30 m dyp er det fortsatt størst sannsynlighet for høye tettheter i 1. og 2. kvartal, men det kan også forekomme ekstra høye tettheter i 3. kvartal (juli-sept.). I 50 m dyp forsterkes denne tendensen og det er nå markert større sannsynlighet for at de høyeste tetthetene skal intrefte i 3. kvartal ( $> 27,0$ ).

Dette viser tydelig at sannsynligheten for innstrømning til bassengvannet i fjorder med grunne terskler er størst i 1. og 2. kvartal mens det i fjorder med dypere terskler også er stor sannsynlighet for innstrømninger i 3. kvartal. I 4. kvartal (okt.-des.) er det minst sannsynlighet for innstrømninger til bassengvannet i fjordene.

I månedsskiftet august-september 1986 og i juni 1987 ble det, som tidligere nevnt, observert spesielt høye tettheter pga. oppstrømninger av

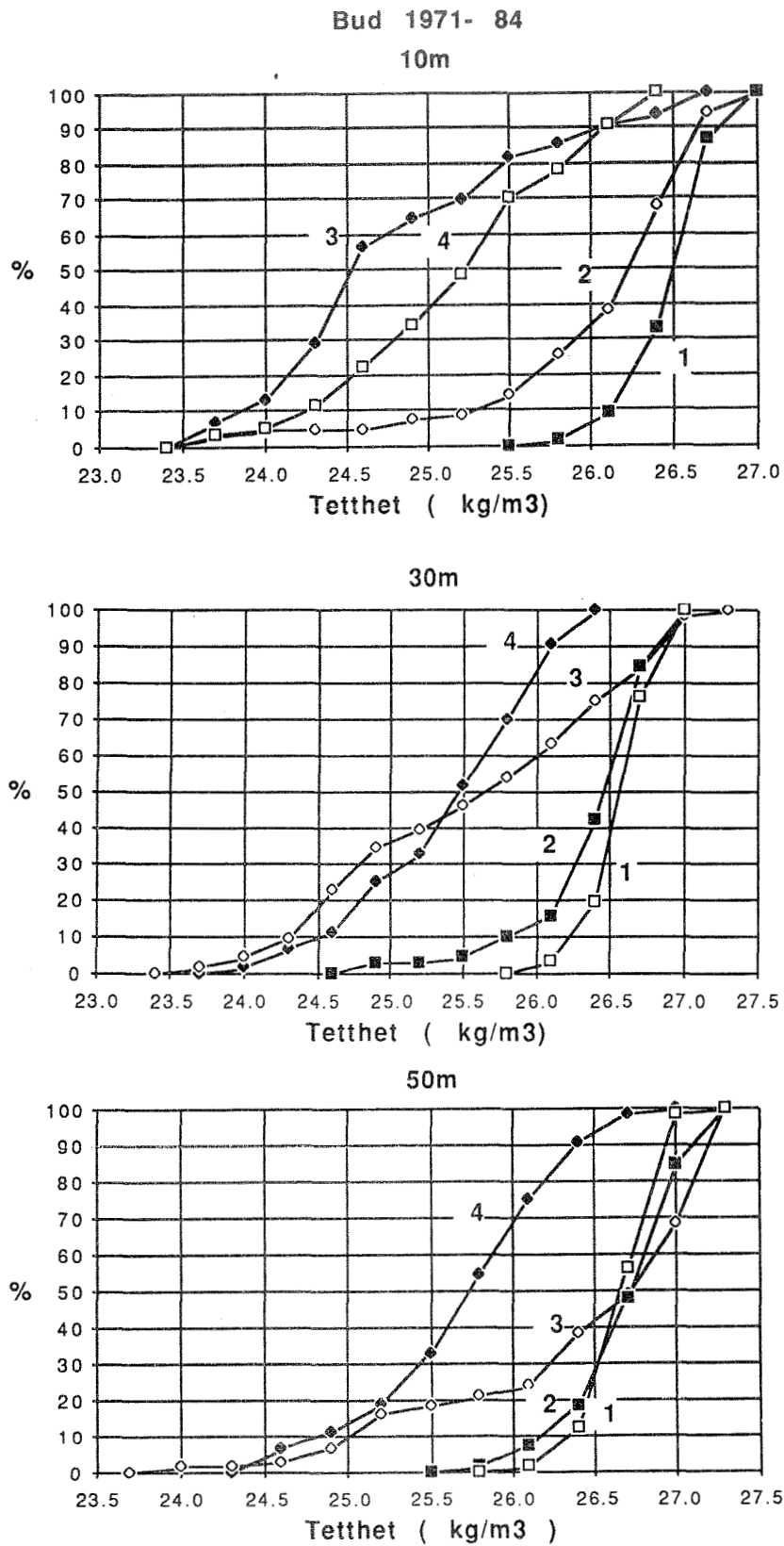


Fig. 4.6 Tetthetsforholdene i et normalår ved Bud i 10, 30 og 50 m dyp for 1., 2., 3. og 4. kvartal (% hyppighet av tetthet lavere enn de angitte verdier).

dypvann langs kysten (Fig. 4.4). Vi skal senere se at dette resulterte i innstrømninger til bassengvannet i endel av de undersøkte fjordene.

#### Næringssalter, siktedyp og Chlorofyll a.

Vi har valgt å bruke de ukentlige observasjonene ved Averøy (N-1 st.1), Midsund (R-5 st.1) og Vartdalsfjorden (S-5 st.1) for å beskrive næringssaltforholdene gjennom året utenfor de undersøkte terskelfjordene (Fig. 4.7). Averøy er en typisk kystlokalitet, Vartdalsfjorden representerer et typisk fjordområde og Midsund representerer overgangssonen mellom kyst og fjord. Nitratverdiene var i perioder meget lave i sommermånedene (0-0,1 mmol/m<sup>3</sup>) for så å øke jevnt utover høsten og vinteren til et maksimum, like før våroppblomstringen, mellom 6 og 8 mmol/m<sup>3</sup>. Under våroppblomstringen i 1987 falt verdiene raskt til nær 0 i slutten av mars 1987 ved alle de tre lokalitetene. Utover våren og forsommeren var det endel periodevise økninger i nitratverdiene i 10 m dyp som skyldes oppstrømning av nitratrike vannmasser (se Fig. 4.4).

Fosfatverdiene hadde et mer uregelmessig forløp med laveste verdi i sommermånedene på omlag 0,1 mmol/m<sup>3</sup>. Maksimalverdiene i vintermånedene (des.-mars) var ca. 1,0 mmol/m<sup>3</sup>. Vi ser at også fosfatverdiene var påvirket av periodene med oppstrømning av næringsrikt dypvann og da spesielt i begynnelsen av juni 1987 hvor det ved f.eks. Midsund og i Vartdalsfjorden ble registrert verdier opp mot 1,0 mmol/m<sup>3</sup>. (Fosfatverdiene er generelt litt for høye pga. lagringseffekt).

Utviklingen for silikat ser ut til å ha et litt annet forløp utover høsten. Fra lave sommerverdier ned mot 0,5 mmol/m<sup>3</sup> økte verdiene relativt jevnt og nådde et "vintermaksimum" mye tidligere enn f.eks. nitrat. Maksimumverdiene inntraff allerede i oktober måned, mot i begynnelsen av mars året etter for nitrat. Dette har trolig sin årsak i at de silikatkonsumerende algene (diatomeer) faller ut forholdsvis tidlig på høsten (se Fig. 5.3). Maksimumsverdiene for silikat var 5-6 mmol/m<sup>3</sup> ved Averøy og Midsund mens de i Vartdalsfjorden lå litt lavere (4-5 mmol/m<sup>3</sup>). Vi ser også de periodevise høye verdiene som for de andre næringssaltene i mai-juni 1987 grunnet oppstrømning av næringsaltrikt dypvann.

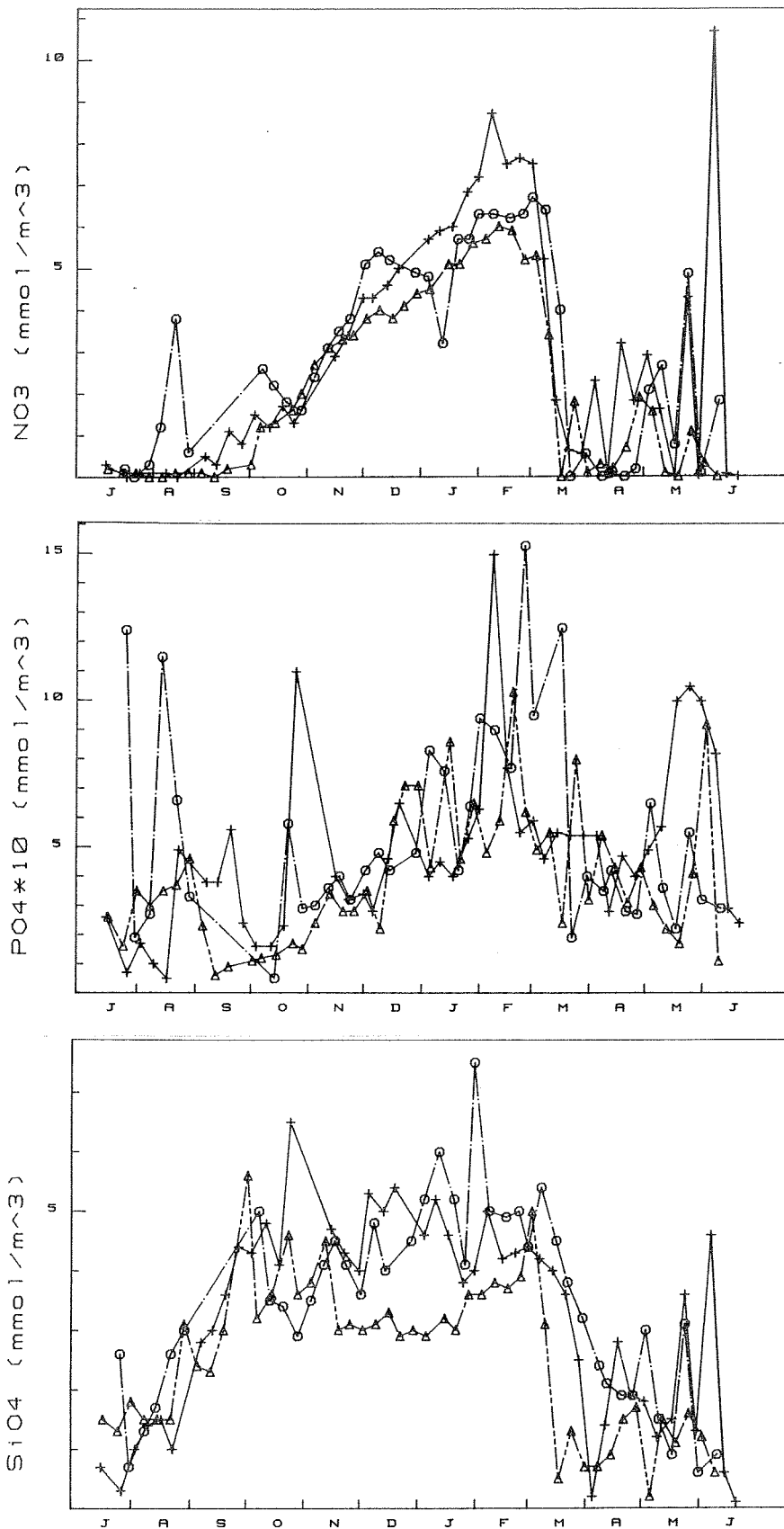


Fig. 4.7 Tidsutviklingen av nitrat, fosfat og silikat i 10 m dyp ved Averøy (o), Midsund (+) og utenfor Ørstafjorden ( $\Delta$ ) i perioden fra juli 1986 til midten av juni 1987.



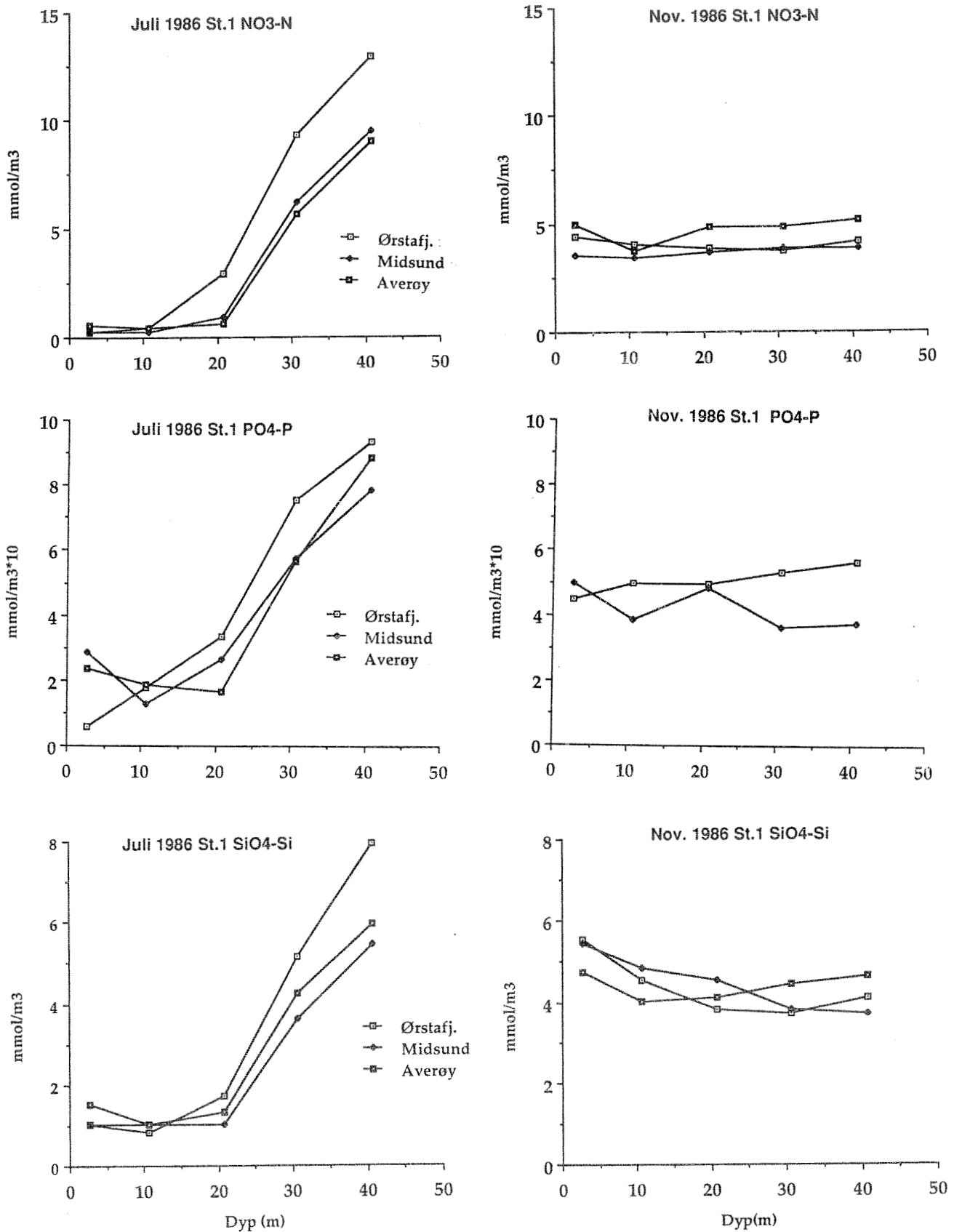


Fig. 4.8 Vertikal fordeling av nitrat, fosfat og silikat utenfor Averøy (st.1), Midsund (st.1) og Ørstafjorden (st.1).

Fig. 4.8 viser eksempler på vertikalfordelingen av næringssalter i de øverste 40 m i juli og november i de tre områdene. I juli 1986 var det tilnærmet lik vertikalfordeling av næringssalter, med lave verdier i de øverste 20 m og relativt høye verdier i 30 m og 40 m dyp. I de øverste 10 m var det nærmest tomt for nitrat mens det var registrerbare mengder tilstede av fosfat og silikat. Etter at planteplanktonproduksjonen opphørte utover høsten pga lysbegrensning var det mindre forbruk av næringssalter og næringssaltverdiene nå var mye høyere i de øverste 20 m i forhold til juli måned. Det var også små forskjeller i de øverste 40 m av vannsøylen. Næringssaltene hadde i november ennå ikke nådd sine maksimale "vinterverdier" med unntak av silikat som allerede i oktober lå nær maksimalverdiene senere på året (se foran).

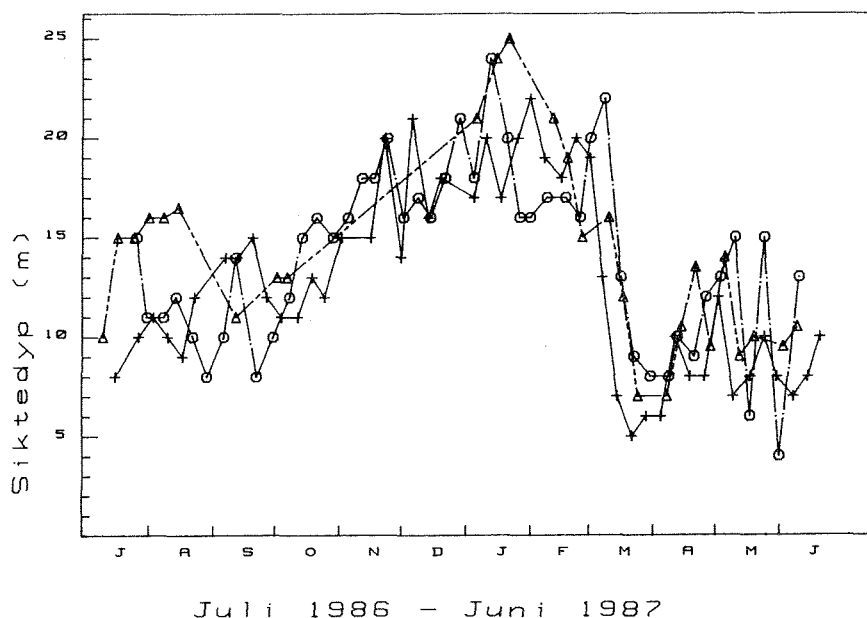


Fig. 4.9 Siktedyp i perioden fra juli 1986 til juni 1987 på referansestasjonene (st. 1) utenfor Averøy (o), Midsund (+) og Ørstafjorden (Δ).

Siktedypet gir en indikasjon på konsentrasjonen av planteplankton i vannsøylen (lite siktedyp innebærer høy konsentrasjon av partikler i vannet). I juli-august 1986 var siktedypet i Vartdalsfjorden, ved Midsund og ved Averøy 8-10 m, for så å øke utover høsten og vinteren til et maksimum mellom 20 og 25 m (Fig. 4.9). Under våroppblomstringen i 1987 falt verdiene over kort tid til mellom 5 og 7 m. Senere på våren og forsommeren var det endel høyere verdier bl.a. på grunn av oppstrømning av dypvann

langs kysten og i fjordene (Fig. 4.4). En skal også legge merke til at det er store likhetstrekk mellom utviklingen i siktedypet og næringssaltene (nitrat og silikat) gjennom året.

I perioden fra juli til november, ble ved de samme lokaliteter som foran, observert maksimale konsentrasjoner av Chlorofyll a nær  $2 \text{ mg/m}^3$ . Verdiene i sommermånedene lå ellers vanligvis under  $1 \text{ mg/m}^3$  i de øverste 20 m av vannsøylen.

#### 4.3. FJORDENE OVER TERSKELNIVÅ.

Tilstanden i vannmassene over terskelnivå er som oftest bestemt av både lokale og regionale prosesser. I fjorder med markert brakkvannslag er det som oftest lokal ferskvannstilførsel, topografi og meteorologi som i stor grad bestemmer f.eks. saltholdighet og temperatur i de øverste metrene. Mellomlaget er i sterkere grad preget av vannutvekslingen med sjøområdene utenfor fjorden.

For å belyse de oseanografiske endringene gjennom 1986 og 1987 har vi valgt Ørstafjorden, Midsund og Averøy. Områdene representerer, som nevnt foran, henholdsvis et typisk fjordområde, overgangsområde og kystområde. I tillegg representerer de den sørlige, midtre og nordlige delen av fylket.

Vi ser av Fig. 4.10 at det var tildels hyppige endringer i saltholdighet i de øverste 30 m gjennom året. Endringene er i store trekk de samme i de tre utvalgte områdene. Innstrømningene av salt (og kaldt) dypvann i september 1986 og juni 1987 går f.eks. igjen i alle tre områdene. Midsund og Averøy var uten brakkvannslag pga liten ferskvannstilrenning, mens Ørstafjorden hadde et velutviklet brakkvannslag i perioden fra mai til oktober. Inn- og utstrømningene over terskeldypet hadde tydelig sammenheng med de hydrografiske endringer i kystvannet (se Fig. 4.5 og avsnitt 4.2).

I de andre undersøkte fjordene ble det registrert saltholdigheter mellom 13 ppt og 32,5 ppt i de øverste 10 m fra juli til desember 1986. På Nordmøre var det et par fjorder som hadde saltholdighet ned mot 5 ppt i overflatelaget i perioder med stor ferskvannstilrenning. Metningsprosenten for oksygen lå, for samme dybdeintervall og periode, mellom 90% og 125%.

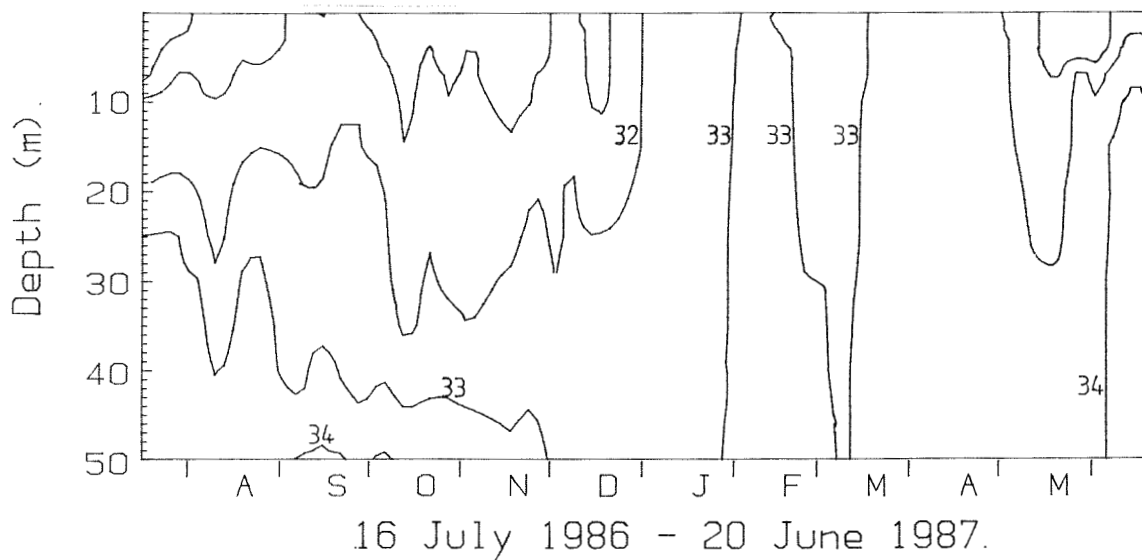
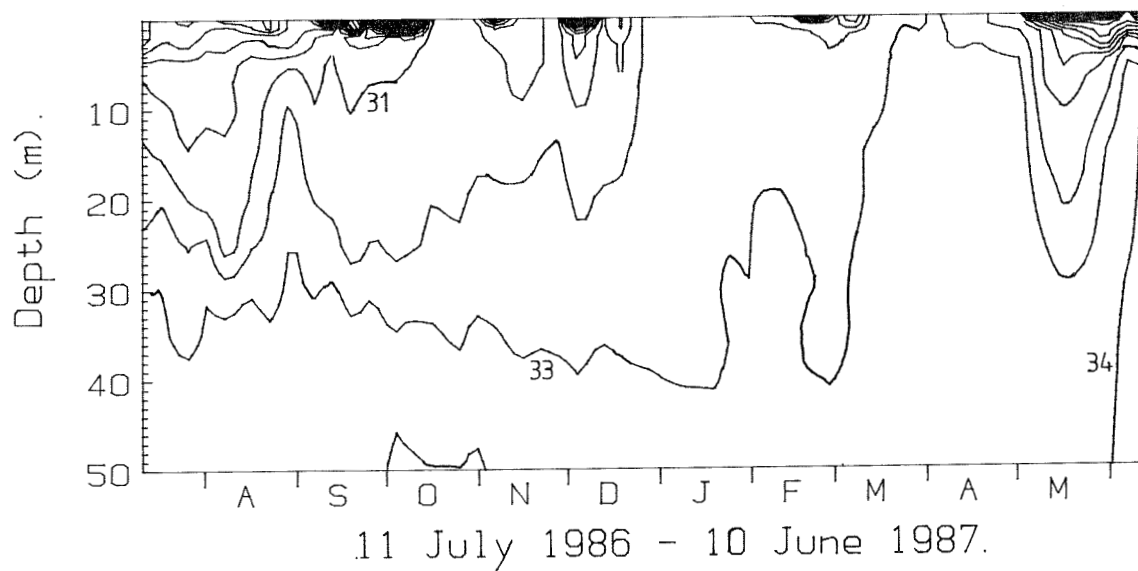
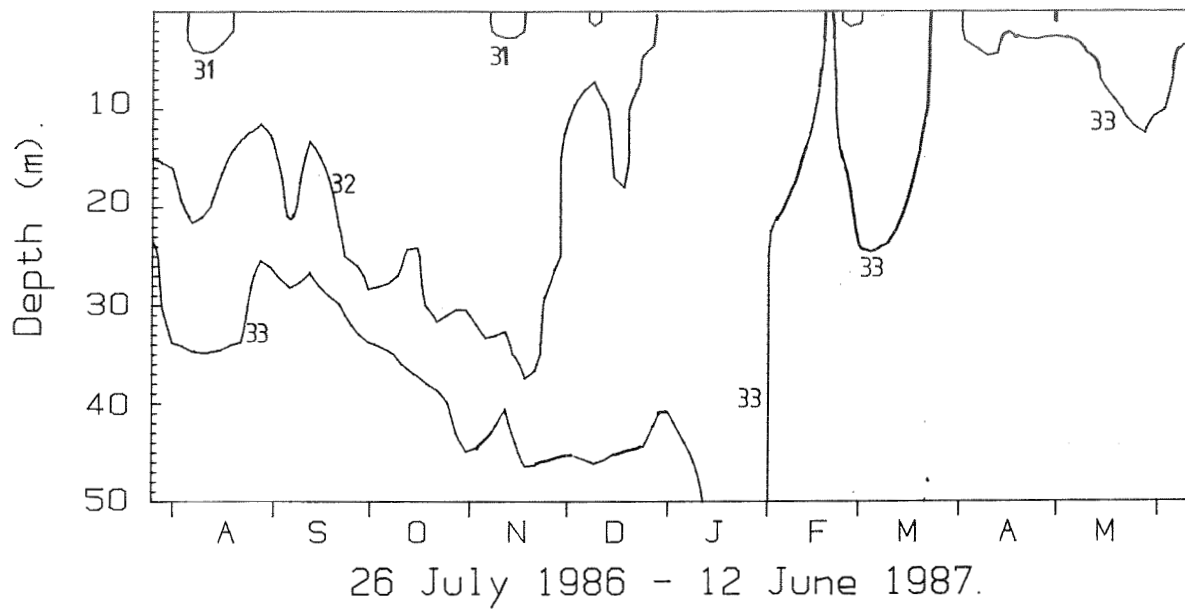
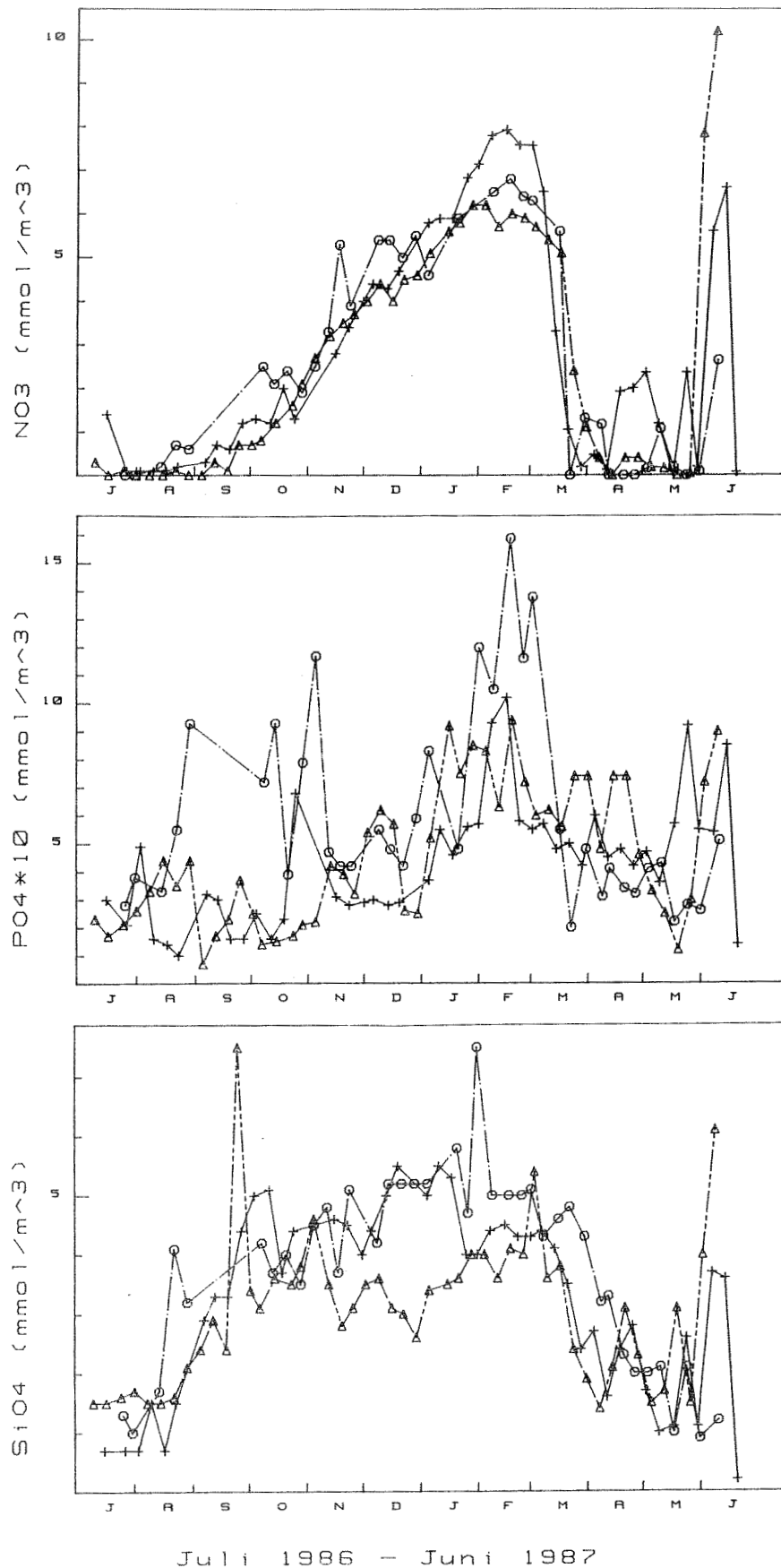


Fig. 4.10 Saltholdighetsforholdene i de øverste 30 m i 1986/87 ved Averøy (st. 3), Ørstafjorden (st. 2) og Midsund (st. 3).



Juli 1986 - Juni 1987

Fig. 4.11 Tidsutviklingen av nitrat, fosfat og silikat i 10 m dyp ved Averøy (o) (st.3), Midsund (+) (st. 3) og Ørstafjorden ( $\Delta$ ) (st. 2) i perioden fra juli 1986 til midten av juni 1987.

### Næringssalter, siktedyp og Chlorofyll a.

Nitratverdiene i Ørstafjorden og i Midsundet var meget lave i sommermånedene (0-0,1 mmol/m<sup>3</sup>) for så å øke jevnt utover høsten og vinteren til et maksimum like før våroppblomstringen på henholdsvis 6 og 8 mmol/m<sup>3</sup> (Fig. 4.11). Ved Averøy var maksimumverdiene omlag 7 mmol/m<sup>3</sup> ved st.3 og 8 mmol/m<sup>3</sup> ved st.4 (Sundsfjorden). Under våroppblomstringen i 1987 falt verdiene raskt til nær 0 i slutten av mars 1987 ved alle de tre lokalitetene. Utover våren og forsommeren var det perioder med markerte økninger i nitratverdiene som skyldes innstrømning av nitratrike vannmasser (dypvann, se Fig.4.5)

Fosfatverdiene hadde et mer uregelmessig forløp med laveste verdier i sommermånedene på omlag 0,1 mmol/m<sup>3</sup>. Maksimalverdiene i vintermånedene (des-mars) var høyest ved Averøy på omlag 1,5 mmol/m<sup>3</sup>, mens verdiene ved Midsund og i Ørstafjorden var omlag 1,0 mmol/m<sup>3</sup> (Fig. 4.11). Vi ser at også fosfatverdiene var påvirket av periodene med innstrømning av næringsrikt dypvann, og da spesielt i begynnelsen av juni 1987 hvor det ved f.eks Midsund og i Ørstafjorden ble registrert verdier opp mot 1,0 mmol/m<sup>3</sup> i 10 m dyp. (Fosfatverdiene er litt for høye pga. lagringseffekt).

Utviklingen for silikat ser ut til å ha et litt annet forløp utover høsten. Fra lave sommerverdier ned mot 0,5 mmol/m<sup>3</sup>, økte verdiene relativt jevnt og nådde et "vintermaksimum" mye tidligere enn f.eks nitrat (Fig. 4.11). Maksimumsverdiene inntraff allerede i oktober måned, mot i begynnelsen av mars året etter for nitrat. Dette har trolig sin årsak i at de silikatkonsumerende algene (diatomeer) falt ut forholdsvis tidlig på høsten (se lyskurve Fig. 5.3). Maksimumsverdiene for silikat var 5-6 mmol/m<sup>3</sup> i 10 m dyp ved Midsund og i Ørstafjorden, mens de ved Averøy lå litt lavere. Vi ser også at silikatverdiene var høye i forbindelse med utskiftingen av gammelt næringssaltrikt dypvann i mai-juni 1987.

I de andre undersøkte fjordene, i tidsrommet fra juli til desember 1986, var det tilnærmet de samme endringer og nivåer i næringssaltkonsentrasjoner som beskrevet for de tre utvalgte områdene foran.

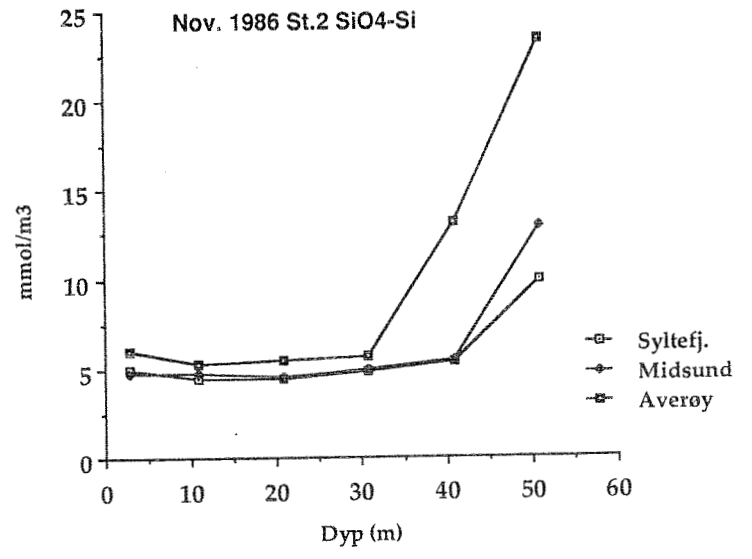
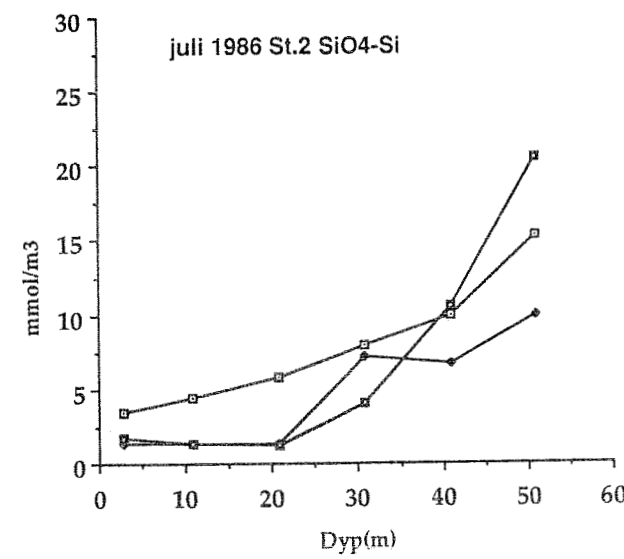
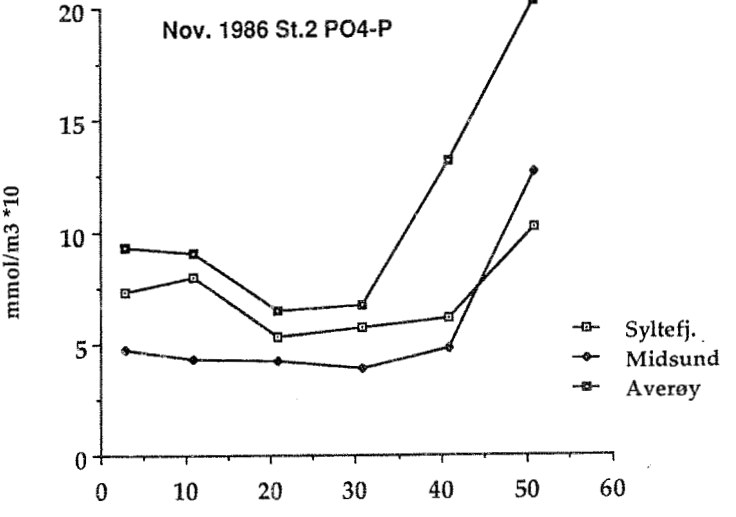
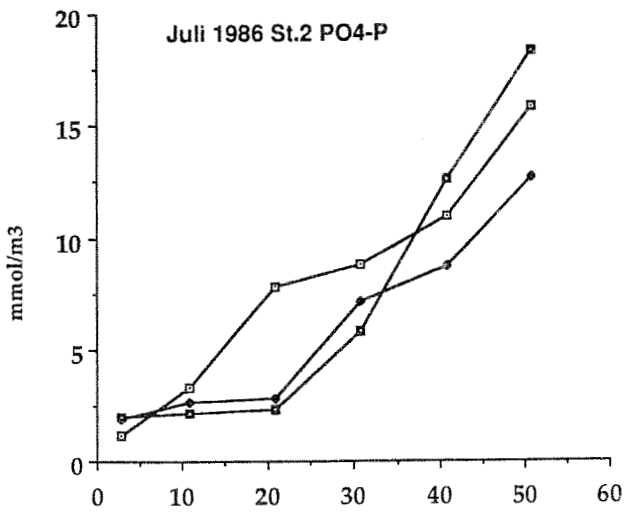
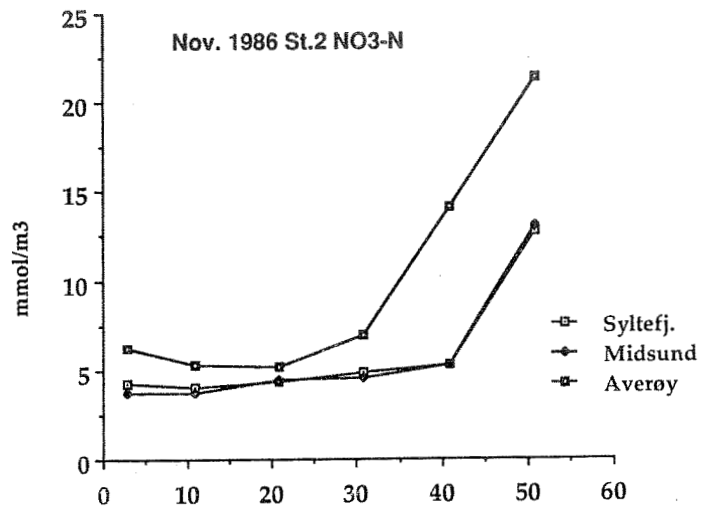
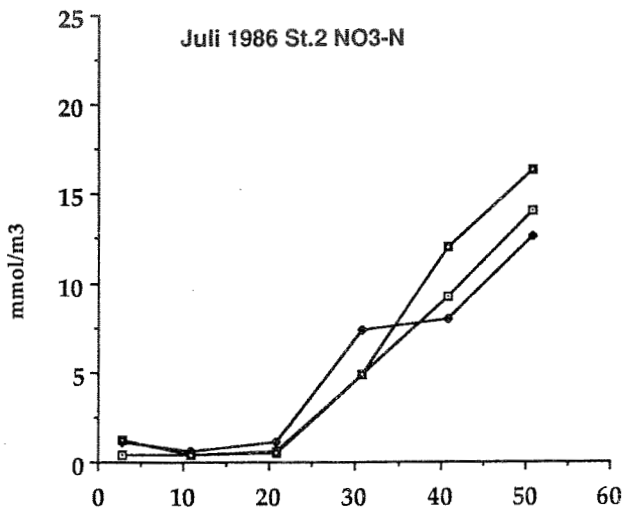


Fig. 4.12 Vertikal fordeling av nitrat, fosfat og silikat ved Averøy, i Midsund og i Syltefjorden i juli og november 1986.

Fig. 4.12 viser eksempler på vertikalfordeling av uorganiske nærings-salter i de øverste 40 m i juli og november 1986 i fjordene S02, S03, R05 og N01 (for lokalisering se Fig. 2.1). I juli 1986 var det tilnærmet lik vertikalfordeling av nærings-salter i de utvalgte områdene, med lave verdier i de øverste 20 m og høye verdier i 30 og 40 m dyp. I de øverste 10 m var det nærmest tomt for nitrat (untatt S03), mens det var registrerbare mengder tilstede av fosfat og silikat.

Etter at planteplanktonproduksjonen opphørte utover høsten pga. lysbegrensning var det mindre forbruk av nærings-salter og av Fig. 4.12 ser vi at nærings-saltverdiene nå var mye høyere i de øverste 20 m i forhold til i juli måned. Det var også små forskjeller i de øverste 30 m av vannsøylen. Nærings-saltene hadde i november ennå ikke nådd sine maksimale "vinter-verdier", med unntak av silikat som allerede i oktober lå nær maksimal-verdiene senere på året (se foran). De ekstra høye nærings-saltverdiene i 40 m dyp i Syvdsfjorden (S03) og ved Averøy (N01) i juli, og ved Averøy i november var forårsaket av næringsrikt vann under terskelnivå.

Siktedypet gir en indikasjon på planteplanktonkonsentrasjonen i vannsøylen (lite siktedyp-høy konsentrasjon). I juli-august 1986 var minste siktedyp i Ørstafjorden, ved Midsund og på Averøy på 5-8 m for så å øke utover høsten og vinteren til et maksimum omkring 20 m (Fig. 4.13). Under våroppblomstringen i 1987 falt verdiene over kort tid til mellom 5 og 7 m. Senere på våren og forsommeren var det endel høyere verdier, bla på grunn av oppstrømning av dypvann langs kysten og i fjordene (Fig.4.7).

I resten av de undersøkte fjordene lå siktedypet i tidrommet fra juli til desember mellom 3-4 m og 21 m. De laveste verdiene ble observert i tilknytning til stor ferskvannstilrenning (flom), med store tilførsler av humusstoffer fra land.

I perioden fra juli til november var høyeste observerte konsentrasjon av Chlorofyll a omlag  $2 \text{ mg/m}^3$ . I sommermånedene lå ellers verdiene vanligvis under  $1,5 \text{ mg/m}^3$  i de øverste 20 m av vannsøylen.



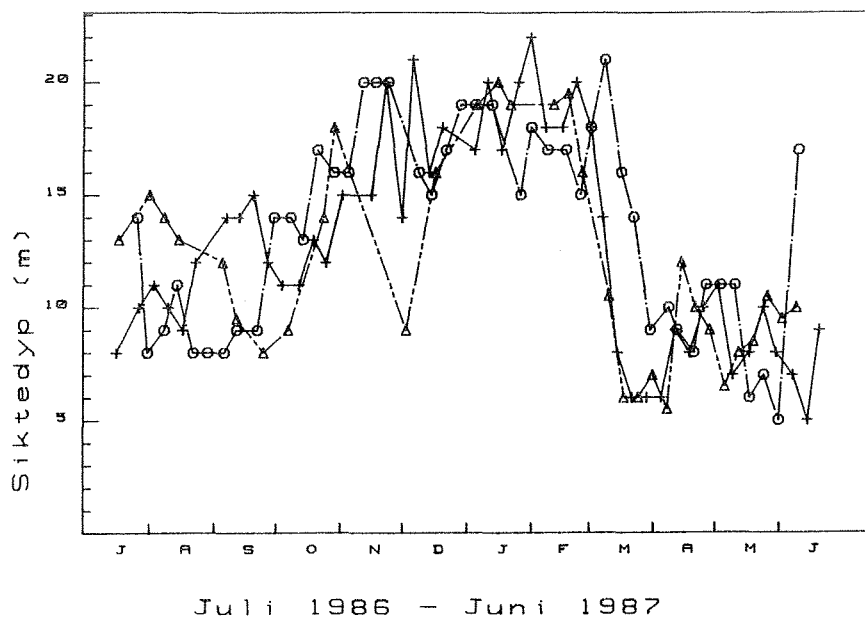


Fig. 4.13 Siktedyp i perioden fra juli 1986 til juni 1987 ved Averøy (o) (st.3), Midsund (+) (st.3) og i Ørstafjorden (Δ) (st. 2).

Over terskeldypet var det stort sett små forskjeller i de hydrografiske og hydrokjemisk/biologiske forhold mellom terskelfjordene og referanseområdene utenfor. Avvikene var som oftest knyttet til brakkvannslaget (0-3 m) mens mellomlaget i større grad var påvirket av endringene i kystvannet. I endel fjorder med lite munningsareal og terskeldyp var påvirkningen fra mer kortperiodiske endringer i kystvannet mindre utpreget.

#### 4.4 FJORDBASSENGENE.

Vannmassene under terskelnivået fungerer som utfellingsbasseng for organisk materiale fra de øvre vannlag. Dette organiske materialet underholder dyrelivet under den fotiske sonen i terskelbassengene. Oksygenforholdene i terskelbassengene bestemmes av tilførselene av oksygen og organisk materiale. Disse er bestemt av fysiske, biologiske og kjemiske prosesser både i mellomlagsvannet og i bassengvannet. En beskrivelse av de ulike prosessene er gitt i Kap. 5. I det følgende vil vi spesielt se på observerte tilstand i bassengene sett i relasjon til topografiske forhold som terskeldyp, bassengdyp osv.

I de aller fleste fjordene hadde det vært innstrømninger til bassengvannet før undersøkelsene startet i juli 1986. (Vinteren-våren 1986)

Saltholdighet, temperatur og tetthet.

Fig. 4.14 viser at midlere saltholdighet (tetthet) i juli 1986 lå markert høyere i Sunnmørsfjordene (S-fjorder) enn i fjordene lenger nord. Det var også liten sammenheng mellom terskeldyp og bassengvannets saltholdighet. Både i Romsdalsfjordene (R-fjorder) og i Nordmørsfjordene (N-fjorder) var det imidlertid en klar økning av saltholdigheten med økende terskeldyp. Saltholdigheten i N-fjordene lå mellom verdiene i S og R fjordene.

Midlere temperatur i bassengvannet i S-fjordene lå markert høyere enn i N og R-fjordene. På samme måten som for saltholdigheten var temperaturen i S-fjordene lite avhengig av terskeldypet. I N og R-fjordene var det generelt lavere bassengtemperaturer i fjorder med grunnere terskeler.

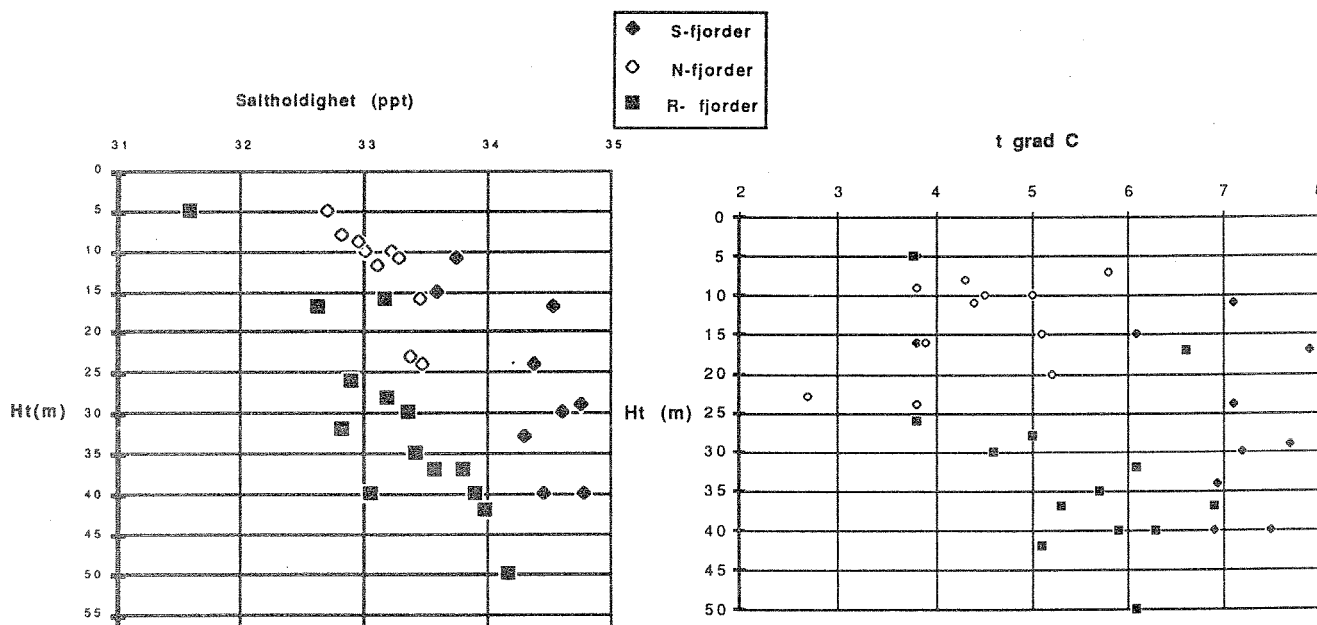


Fig. 4.14 Midlere saltholdighet og temperatur i bassengvannet plottet mot terskeldypet ( $H_t$ ) (S=Sunnmøre, R=Romsdalen of N=Nordmøre).

S-fjordene, unntatt fjordene nord for Ålesund (S-10, S-11 og S-12), har god forbindelse med kystvannet gjennom Breisunddypet med dyp på 250 m inn mot de aktuelle fjordområdene. Vindgenererte oppstrømninger i dette kystområdet vil også nå høyere opp pga "hjørneeffekten" ved Statt. Utenfor

N-fjordene er den dypeste forbindelsen med kystvannet gjennom Griphølen (150 m), mens den utenfor R-fjordene er omlag 100 m ved Buadypet. De observerte forskjellene i temperatur og saltholdighet i de tre regionene, når vi tar hensyn til terskeldypet, ser dermed ut til å være knyttet til dybden på forbindelsen mellom de enkelte fjordregionene og kystvannet utenfor. I tillegg vil det være en tendens til høyere saltholdighet under oppstrømningssituasjoner utenfor S-fjordene pga hjørneeffekten i områdene ved Statt.

I perioder uten innstrømning vil tettheten i bassengvannet avta. Ved redusert tetthet øker mulighetene for nye innstrømninger (se Fig.4.3). Dette skjer når tettheten i terskelnivå utenfor fjorden blir høyere enn tettheten i bassengvannet.

Fig. 4.15a viser at endringen pr. tidsenhet av midlere tetthet i bassengene ( $d\rho/dt$ ) avtar med økende midlere bassengdyp ( $H_b$ ). Dette innebærer at en vil forvente avtagende hyppighet av innstrømninger med økende bassengdyp. Tetthetsendringen pr. tidsenhet er også en funksjon av tilført energi til bassengvannet. Fra Fig. 4.15b ser vi at den observerte blandningseffekten i fjordbassengene er proporsjonal med estimert tilført turbulent effekt  $W$  (Watt/m<sup>2</sup>) fra tidevannet. En økning i den turbulente energien vil derfor øke hyppigheten av innstrømninger til bassengvannet. Følgende matematiske uttrykk kan brukes for beregning av endringen per tidsenhet av midlere tetthet i bassengvannet,

$$(4.1) \quad d\rho/dt = -C \cdot W / H_b^2 / g$$

hvor  $g$  er tyngdeakselerasjonen (9,81 m/s<sup>2</sup>). Hvis  $d\rho/dt$  gis i kg/m<sup>3</sup>/s er den dimensjonsløse empiriske konstanten  $C$  blitt bestemt til  $C=2,0 (\pm 0,6)$ .

Stigebrandt & Aure (1989) har vist at det meste av energien som tilføres turbulensen i terskelbassengene skrives fra tidevannet. I de fleste tilfeller kan en derfor beregne  $W$  ut fra tidevannsamplituden, topografiske parametre og den vertikale tetthetssjikning, se videre Lign. (5.3).  $d\rho/dt$  kan dermed beregnes for de fleste fjordbaseng vha ligningen over. En bør bemerke seg at ved multiple bassenger i serie får alle bassenger untatt den innerste bidrag til den turbulente energien fra to munninger (en yttre og en indre). Som eksempel på slike bassenger kan

nevnes Ellingsøyfjorden og Stavsetfjorden. (Vertikal turbulent diffusjon i bassengvannet taes opp under Kap. 5.3.3).

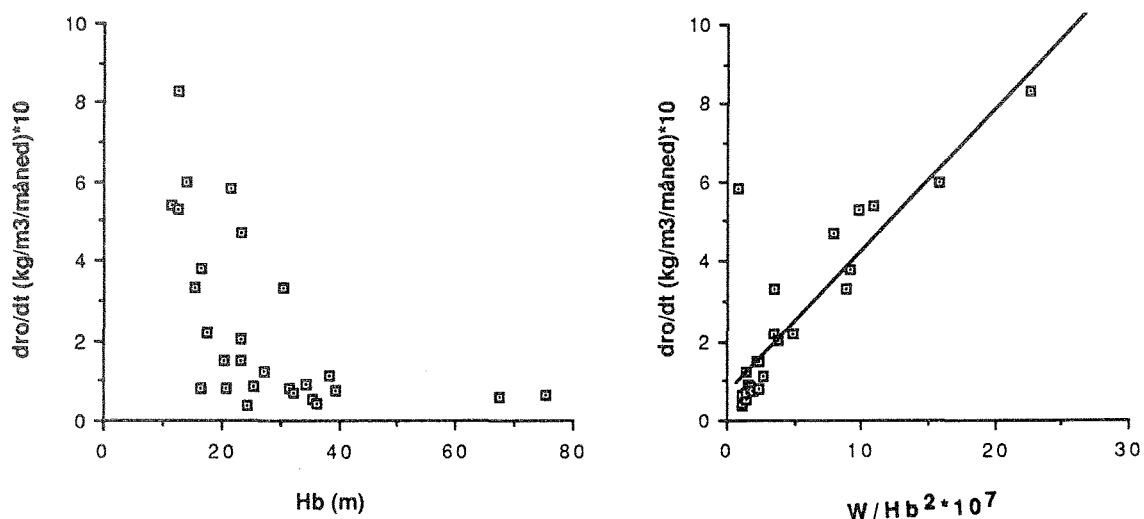


Fig. 4.15 Endringer av midlere tetthet med tiden i bassengvannet (dro/dt [kg/m<sup>3</sup> pr. måned]) plottet mot a) midlere bassengdyp ( $H_b$ ) og b) beregnet energitilførsel ( $W$  [Watt/m<sup>2</sup>]).

#### Oksygenforbruk.

Det høyere biologiske liv i vannmassene og sedimentene er avhengig av tilstrekkelig høye oksygenkonsentrasjoner. Når oksygenet er oppbrukt dannes det hydrogensulfid, som er sterkt giftig for alle høyere organismer. I et slikt (anoksisk) miljø finner en sulfatreduserende bakterier.

Oksygenforbruket ( $dO_2/dt$ ) og oksygenminimum ( $O_{2min}$ ) er to viktige parametere når en skal vurdere oksygenforholdene i et dypbasseng. Fig. 4.16 viser midlere oksygenforbruk i de undersøkte bassengene som en funksjon av midlere bassengdyp ( $H_b$ ) (oksygenforbruket er korrigert for vertikal turbulent diffusjon; denne er typisk ca 20% av oksygenforbruket). Det fremgår tydelig at der er et inverst forhold mellom  $dO_2/dt$  og  $H_b$  og at  $dO_2/dt$  også er avhengig av terskeldypet ( $H_t$ ). Den empiriske sammenhengen mellom  $dO_2/dt$ ,  $H_t$  og  $H_b$  er som følger (Aure og Stigebrandt, 1989)

$$(4.2) \quad dO_2/dt = -2,43 \cdot F_c / H_b \quad (\text{ml/l pr. måned})$$

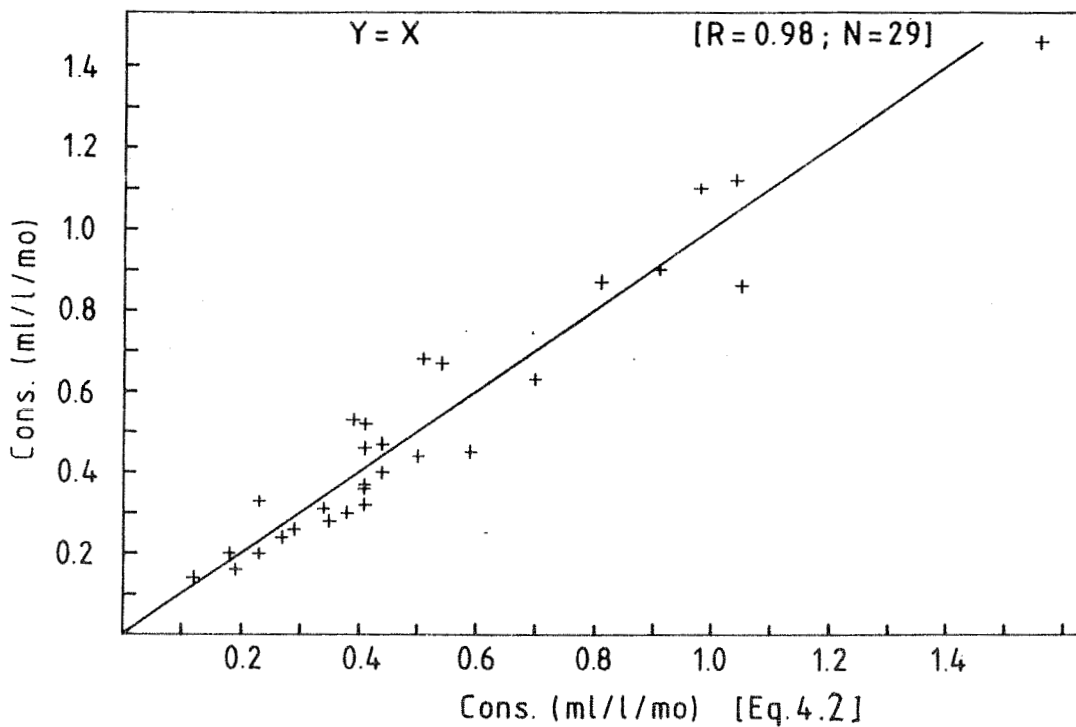
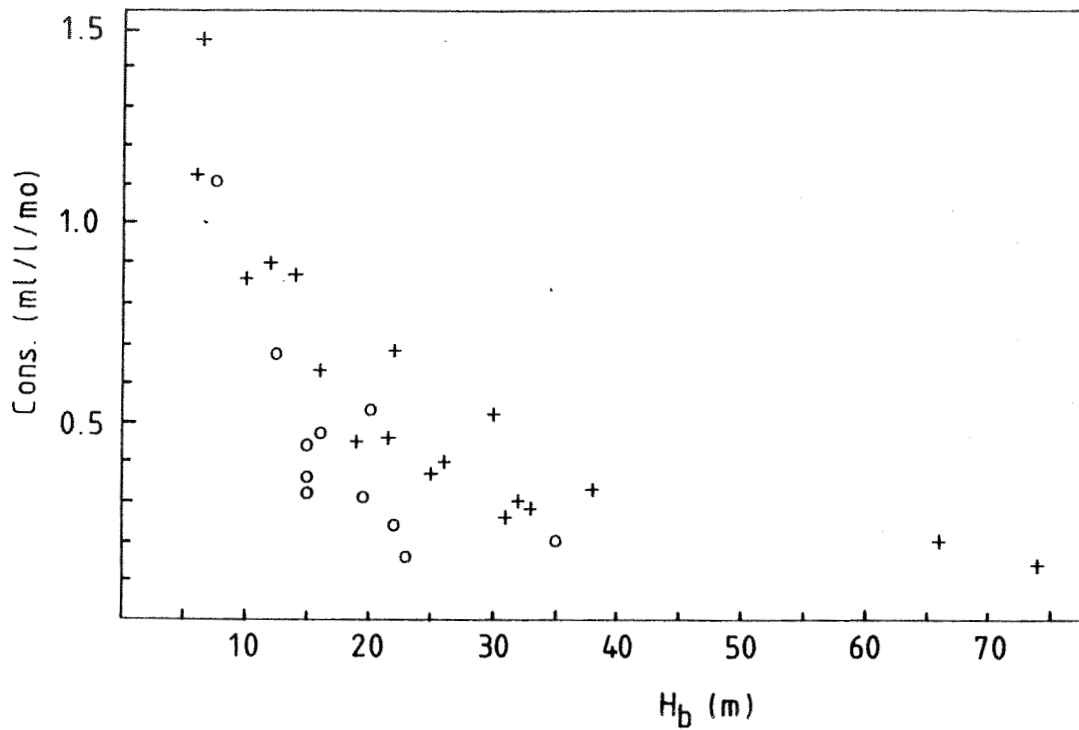


Fig. 4.16 Midlere oksygenforbruk i bassengvannet ( $\text{Cons} = dO_2/dt$ ) som en funksjon av a) midlere bassengdyp ( $H_b$ ). b) beregnet oksygenforbruk etter ligningen  $\text{Cons} = dO_2/dt = -2,43 \cdot F_c/H_b$ . (Det målte oksygenforbruket i de forskjellige terskelbassengene gis (som "Oksf") i Tabell 7.1).

hvor

$$(4.3) \quad F_c = (5,38 - 0,07H_t) \quad (H_t \leq 50\text{m})$$

$F_c$  = vertikal karbonfluks i terskelnivå som blir oksydert i bassengvannet ( $\text{gC/m}^2/\text{mån}$ ),  $H_b$ ,  $H_t$  er i meter. Det bør observeres at uttrykket for  $F_c$  kun er gyldig for bassenger med terskeldyp ned til maksimalt 50 meter.

Korrelasjonen mellom observert og "beregnet" oksygenforbruk ved hjelp av ligningen over er god ( $R=0,98$ ). Det ser derfor ut til at vi har funnet en brukbar parameterisering for beregning av midlere oksygenforbruk i dypbasseng. De empiriske konstantene 5,38 og 0,07 er spesifikke for den undersøkte kystregionen (Møre og Romsdal). For å benytte ligningen over i andre regioner må derfor disse konstantene beregnes ut fra data fra et passelig antall fjorder. Markert høyere observert oksygenforbruk enn det som er gitt i ligningen foran viser at et fjordbasseng kan være "forurenset".

Den totale fluksen av organisk materiale ( $F_{\text{tot}}$ ) til bassengene er lik  $F_c/(1-\alpha)$ , der  $\alpha$  er den brøkdel av totale fluksen som blir enten permanent begravet i sedimentene eller eksportert (i dyr). For terskeldyp lik f. eks. 30 m er  $F_c$  omlag  $40 \text{ gC/m}^2/\text{år}$ . Vi vet ikke størrelsen på  $\alpha$ . Ligningen over viser at det i fjorder med samme terskeldyp, og uavhengig av bassengdypet, per flate- og tidsenhet omsettes tilnærmet samme mengder "nytt" organisk materiale (importert ovenfra). Den vertikale fluksen blir diskutert i slutten av dette kapittelet, se ellers Aure & Stigebrandt (1989).

Av de undersøkte fjordbassengene (47 stk) var det ca. 23% som hadde et oksygenminimum lavere enn  $2,0 \text{ ml/l}$  omlag 10 m over største bunndyp, mens 43% hadde minimumsverdier over  $3,5 \text{ ml/l}$ . I resterende bassengene lå verdiene mellom 2 og  $3,5 \text{ ml/l}$  (34%). I Kap. 6.3 diskuteres hvordan et terskelbassengs oksygenminimum er kontrollert av blandningen i bassenget.

#### Næringssalter.

Karbon, kisel, nitrogen og fosfor ser ut å inngå i bestemte forhold i marint organisk materiale. Disse forhold kalles Redfields forhold

(Redfield et al 1963), og er gitt som følger:

$$(4.4) \quad C:Si:N:P = 106:14:16:1 \text{ (p\aa atomantall basis)}$$

Forholdstallene gjelder i \aa ppe havomr\aa der men ser imidlertid ogs\aa ut til \aa gjelde i kystfarvann (Nixon, 1981). Ved nedbrytning av organisk materiale kan en forvente at n\aa ringssaltene frigj\aa res i de samme forhold som de hadde i det organiske materialet. Ved nedbrytningen g\aa r det med 276 atomer oksygen for 106 atomer karbon, se Redfield et al (1963).

For \aa bestemme disse relasjonene i de undersøkte fjordbassengene vil vi se p\aa sammenhengen mellom utnyttet oksygen og produserte n\aa ringssalter. Redfield et al (1963) innf\aa rte begrepet **Tilsynelatende oksygenutnyttelse (TOU)** som er forskjellen mellom metningskonsentrasjonen (100%) av oksygen ved den aktuelle temperatur og saltholdighet ( $O_2\text{met}$ ) minus den observerte konsentrasjonen ( $O_2\text{obs}$ ). Vi f\aa r da at  $TOU = O_2\text{met} - O_2\text{obs}$  og f\aa lgende sammenheng mellom en \aa kning i feks uorganisk fosfor ( $\Delta P$ ) og TOU,  $\Delta P = TOU/276$ . Den observerte konsentrasjonen av uorganisk fosfor ( $P_{\text{obs}}$ ) består imidlertid ogs\aa av det uorganiske fosfor som vannmassene inneholdt da det var mettet med oksygen ( $P_{\text{met}}$ ) og vi f\aa r derfor:

$$(4.5) \quad P_{\text{obs}} = P_{\text{met}} + \Delta P$$

For alle toktene har vi bestemt relasjonene mellom de ulike uorganiske n\aa ringssaltene Y (P, Si og N) og TOU ut fra den rette linjen:

$$(4.6) \quad Y = a + b \cdot TOU \quad \text{der } a = Y_{\text{met}} \quad \text{og} \quad b = dY/dTOU$$

For \aa ikke f\aa med data fra overflatelaget og fjordbasseng med meget lave oksygenkonsentrasjoner eller anoksiske forhold har vi begrenset analysen til TOU-verdier i intervallet 25-500 mmol  $O/m^3$  (500 mmol atom\aa rt oksygen  $\approx 5,7$  liter). Middelveiene for a og b for de enkelte n\aa ringssaltene, beregnede ut fra observasjonene, er gitt i Tab. 4.1 (etter Stigebrandt & Aure, 1988). I tabellen gis ogs\aa korrelasjonskoeffisienten R for den rette linjen samt antallet observasjoner som er benyttet for analysen. UN er summen av uorganiske nitrogenforbindelser (nitrat, nitritt og ammonium). Ut fra b-verdiene i Tab. 4.1 kan vi n\aa bestemme forholdene mellom karbon (n\aa r  $O/C = 276/106$ ) og de enkelte uorganiske n\aa ringssaltene:

$$(4.7) \quad C : Si : N : P = 106 : 14 : 10,6 : 1$$

Tabell 4.1. Koeffisientene a og b, korrelasjonskoeffisienten R samt antall observasjoner som er benyttet for silikat, fosfat og uorganisk nitrogen vs. TOU. TOU er i intervallet 25-500 mmol O/m<sup>3</sup>.

Y	a	b	R	ant. obs.
SiO <sub>4</sub>	2,42	0,051	0.92	659
PO <sub>4</sub>	0,28	0,0036	0.93	273
UN	3,76	0,038	0.92	403

De observerte forholdene i de undersøkte fjordbassengene stemmer godt med verdiene gitt av Redfield et al (1963) med unntak for uorganisk nitrogen. I de undersøkte bassengene var C:N (106:10,6) mens Redfield et al fant 106:16. Det relativt lave innholdet av nitrogenforbindelser i bassengvannet må skyldes at det foregår et forbruk av nitrat (denitrifikasjon). Siden vi har utelatt lave oksygenverdier ved bestemmelsen av sammenhengene over foregår trolig ikke denitrifikasjonen i de frie vannmassene men i bunnsedimentene (ved den så kalte redoksklinen).

Vi har også undersøkt Total P (TP) vs Total N (TN) for TOU i intervallet 0-500 mmol O/m<sup>3</sup> og vi kom frem til følgende relasjon:

$$(4.8) \quad TN = 8,9 + 9,85 \cdot TP \quad (\text{mmol/m}^3)$$

Ut fra sammenhengen over ser det ut til å være en god del nitrogen (organiske nitrogenforbindelser, bl.a. humusstoffer) i vannet når fosforverdiene er lik null (overflatelaget).

Ut fra de teoretiske og empiriske Redfield forholdene over er vi nå istand til å beregne nærings salt- og karbonfluksene til bassengene når vi kjenner oksygenforbruket i bassengene. For nærmere diskusjon se Stigebrandt & Aure (1988). I Tabell 4.2 under viser vi et eksempel der vi regner med en karbonfluks på 40 tonn/km<sup>2</sup>/år ( $\approx 110 \text{ mg/m}^2/\text{døgn}$ ) som skulle



gjelde for et terskeldyp på ca. 23 m.

Tabell 4.2. Eksempel på oksygenforbruk og flukser av karbon og nærings-salter til/fra bassengvannet (tonn/km<sup>2</sup>/år) (venstre kolonne). I høyre kolonne er gitt midlere tilførsler fra land (fra Kap. 3.4).

Oksygenforbruk:	140	18,7±12,4
Karbonfluks :	40	
Fosforfluks :	0,99	0,44±0,34
Silikatfluks :	12,4	
Nitrogenfluks :	7,1	8,6±6.5
Denitrifikasjon:	2,4	

I regneeksemplet i Tabell 4.2. er nitrogenfluksen beregnet fra Redfieldforholdet. Denitrifikasjonen er deretter beregnet fra det observerte avviket fra dette forholdet.

Det er av visst interesse å sammenligne størrelsen av de vertikale fluksene i venstre kolonne i Tab. 4.2 med midlere tilførsler fra land (høyre kolonne). (Det vil dog senere fremgå at en slik sammenligning normalt ikke er relevant for bedømmelse av f.eks. oksygenforbruket i bassengvannet). Oksygenforbruket i bassengvannet ligger en størrelsesorden høyere enn det som kreves av oksygen for nedbrytning av organisk materiale fra land (140 mot 19). Fosforfluksen ned i bassengvannet er omtrent dobbelt så stor som midlere tilførsel fra land (1 mot 0,4). Nitrogenfluksen ned i bassenget er omtrent like stor som tilførslen fra land (7,1 mot 8,6). En skal bemerke seg at fluksene ned i basseng med grunnere terskeler er større. Fluksene oppover av (uorganiske) næringsalter fra terskelbasseng til intermediære vannlag er omtrent like store som de ned i bassengvannet (med næringssaltene bundet til organisk materiale). Dette gjelder imidlertid ikke for nitrogen siden en god del nitrat omvandles til nitrogengass gjennom denitrifikasjon i bunnsedimentene. En bør også huske på at vannlagene over terskelnivået direkte mottar remineraliserte næringsalter fra bunnområdet over terskelnivået. Disse er minst like store som de fra bassengvannet (per flateenhet). I tillegg utveksler vannlagene over terskeldypet næringsalter og organisk materiale med kystvannet. Med den typiske vannutvekslingen 60 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>/s (se Kap. 5.6) gir en

overkonsentrasjon på f.eks. 1 mmol N/m<sup>3</sup> i kystvannet (eller i fjorden) en nitrogenertransport som er 26,4 tonn/km<sup>2</sup>/år.

#### Diskusjon av fluksen av organisk materiale til bassengvannet.

Fra beregnet oksygenforbruk kan en konstatere at fluksen av organisk materiale til terskelbassengene avtar meget regelmessig med økende terskeldyp (se det tidligere avsnittet om oksygenforbruk). Dette indikerer at randbetingelsene bestemt ved forholdene i kystvannet må være dominerende for den vertikale fluksen av organisk materiale ned i terskelbassengene. Bidraget fra lokal miljøbelastning skulle derved normalt være av underordnet betydning. Forklaringen til dette er sansynligvis at over terskelnivået er den horisontale utvekslingen mellom kyst og fjord meget intensiv. Dette bekreftes av modellberegningene, se Kap. 5.6. Selv betydelige lokale tilførseler av organisk materiale og næringsalter til overflatelaget makter derfor ikke å forhøye konsentrasjonen av organisk materiale vesentlig i vannmassene på terskelnivået i fjorden. Siden fluksen av organisk materiale til bassengvannet spiller en avgjørende rolle for dette prosjektet vil vi diskutere denne nærmere.

Organiske partikler som er tyngre enn omgivende vann synker pga. den negative oppdriften. Hvis en for å forenkle diskusjonen ser bort fra advektive transportter knyttet til utskiftning av bassengvann (den numeriske modellen i Kap. 5 har selvfølgelig med også denne transporten) kan den vertikale fluksen av karbon bundet til tunge partikler,  $F_c$ , på et gitt nivå  $z$  beregnes fra følgende ekvasjon

$$(4.9) \quad F_c = c \cdot v + \kappa \cdot (dc/dz)$$

hvor  $c=c(z)$  er den lokale konsentrasjonen av karbon bundet til partikler (POC mg C/m<sup>3</sup>),  $dc/dz$  er vertikale gradienten av  $c$ ,  $v$  er synkehastigheten og  $\kappa$  er den vertikale diffusiviteten (denne diskuteres i Kap. 5.3.3). Første termen i høyere ledd gir egentransporten pga. den negative oppdriften og den andre termen gir den turbulente vertikale transporten. På terskelnivået i fjorder kan den turbulente vertikale transporten vises å være en eller flere tipotenser mindre enn egentransporten. (Hvis vi som typiske verdier bruker  $c=100$ ,  $dc/dz=2$ ,  $v=0,00002$ ,  $\kappa=0,00001$  fåes en

egentransport som er 100 ganger større enn den turbulente transporten.) Hvis en kjenner den midlere vertikale fordelingen og den midlere synkehastigheten av POC i en fjord kan en således beregne fluksen av organisk materiale ned i bassengvannet. Tilnærmet gjelder da på terskelnivået  $H_t$  at  $F_c(H_t) = c(H_t) \cdot v$ .

#### Den vertikale fordelingen av POC i kystvannet.

Det er kjent at konsentrasjonen av POC vanligvis avtar med dypet i de øverste hundre meter i havet. Dette forklares ved at de organiske partiklene blir skapt ved fotosyntese i produksjonslaget. Etersom partiklene normalt har negativ oppdrift vil de synke. På sin vei nedover blir partiklene brutt ned gjennom autolyse, bakteriell aktivitet eller gjennom å bli oppspist av zooplankton. Partikkelkonsentrasjonen vil derved minske nedover. I Parsons et al (1979) refereres et arbeid av to japanske forskere (Nakajima og Nishizawa) som viser at POC-fordelingen i Beringshavet kan beskrives som en eksponentielt avtakende funksjon med dypet. Også norske målinger viser en reduksjon av POC med dypet. I en åpen fjord (Boknafjorden) fant Erga & Sørensen (1982) et POC-maksimum på omtrent 5 m dyp hvor middelkonsentrasjonen (mars-oktober) var omtrent 160 mg C/m<sup>3</sup>. På 30 m dyp var middelkonsentrasjonen omtrent 70 mg C/m<sup>3</sup>. Vi vet ikke hvor representative disse verdiene er for Møre og Romsdals kystvann men ser heller ikke noen anledning til hvorfor de ikke skulle være det. For Lindaspollen, som har en meget grunn terskel, fant Skjoldal & Wassmann (1986) noe høyere verdier i overflatevannet og en noe langsommere reduksjon av POC med dypet. En bør observere at målingene i disse to nevnte eksemplene ble utført i forskjellige år.

Vi vil bruke estimatet av den vertikale karbonfluksen, (se avsnittet om oksygenforbruk), for å anslå den midlere synkehastigheten av POC i fjorder. Fra det nevnte avsnittet er den midlere daglige karbonfluksen ned i terskelfjordenes bassengvann gitt som:

$$(4.10) \quad F_c = 179 - 2,33 \cdot H_t \quad (\text{mgC/m}^2/\text{døgn})$$

hvor en har sett bort fra den del av karbonfluket som ikke blir oksydert i bassenget (dvs hvis  $\alpha=0$ ). Hvis en f.eks. velger terskeldyp  $H_t=5$  m og benytter Erga & Sørensens (1982) konsentrasjon på dette dyp (160 mg C/m<sup>3</sup>)

samt antar at karbonfluksen pågår i 250 dager hvert år (produksjonssesongens lengde) finner en at

$$(4.11) \quad v = F_c/c = 1,5 \quad (\text{m/døgn})$$

Dette er et meget rimelig verdi for synkehastigheten.

Vi kan nå bruke denne verdien for synkehastigheten for å bestemme POC-konsentrasjonen på dypet  $z$  ( $=H_t$ ) under produksjonssesongen. Hvis en dividerer uttrykket over for  $F_c$  med  $v$  samt multipliserer med  $365/250$  for å ta hensyn til produksjonssesongens lengde fåes

$$(4.12) \quad c = 174 - 2,27 \cdot z \quad (\text{mgC/m}^3)$$

Dette uttrykket gir  $c=160$  for  $z=5$  og  $c=61$  for  $z=50$ . Reduksjonen av POC med dypet skulle således være noe svakere enn i Boknafjorden (Erga & Sørensen, 1982) men noe sterkere enn i Lindåspollen (Skjoldal & Wassmann, 1986).

Fra uttrykket for POC-konsentrasjonen kan en beregne konsentrasjonen av partikulær organisk fosfor OP hvis en antar at C og P inngår i bestemte forhold i det partikulære organiske materialet. Hvis en bruker Redfieldforholdet får en

$$(4.13) \quad OP = 0,137 \cdot (1 - 0,013 \cdot z) \quad (\text{mmol OP/m}^3)$$

som midlere verdi for produksjonssesongen.

For modellberegningene er det viktig å kunne beskrive konsentrasjonen av organisk materiale i kystvannet som funksjon av både tid og dyp. Ved våre tokt ble partikulær organisk materiale ikke målt direkte. Derimot ble det målt total og uorganisk fosfor. Forskjellen mellom disse skulle gi et mål på partikulær organisk fosfor (OP). Målingene av uorganisk fosfor for de første tre toktene er imidlertid ikke brukbare pga. feil forårsaket ved konservering av prøvene.

Midlere OP-konsentrasjon i øverste metrene,  $OP_{ml}$  kan fra formlene i Kap. 5.3.2 uttrykkes som

$$(4.14) \quad OP_{ml} = (1,54/D - k_b)/0,35$$

hvor D er siktedypet og  $k_b$  er bidraget til den vertikale svekkelses-  
koeffisienten for lys fra annet enn seston (seston=levende og død organisk  
materiale, se Kap. 5.3.2). Fra de 3 intensivundersøkelsene er de beregnede  
 $OP_{ml}$ - konsentrasjonene gitt i Fig. 4.17. Tidsforløpet av  $OP_{ml}$  ( $= OP_{ml}(t)$ )  
utenfor de tre fjordene (st. 1) er stort sett overensstemmende. Middel-  
verdien for  $OP_{ml}$  i produksjonssesongen var  $0,15 \text{ mmol P/m}^3$  (ca.  $190 \text{ mgC/m}^3$ ).  
Om en dividerer med  $0,42$  isteden for med  $0,35$  i Lign. (4.14) fåes middel-  
verdien av  $OP_{ml}=0,126 \text{ mmol P/m}^3$  (ca.  $160 \text{ mg C/m}^3$ ).

Fra formen av den vertikale fordelingen av OP gitt i Lign. (4.13)  
(bestemt ut fra oksygenforbruket i terskelbassengene) kan vi konstruere  
følgende uttrykk for tidsutviklingen av vertikalfordelingen av partikulær  
organisk fosfor,  $OP(t)$ , i kystvannet

$$(4.15) \quad OP(t) = OP_{ml}(t) \cdot (1 - 0,013 \cdot z)$$

hvor  $OP_{ml}(t)$  blir bestemt fra siktedypsmålingene utenfor fjordene (st.  
1). Dette vil bli brukt for modellberegningene.

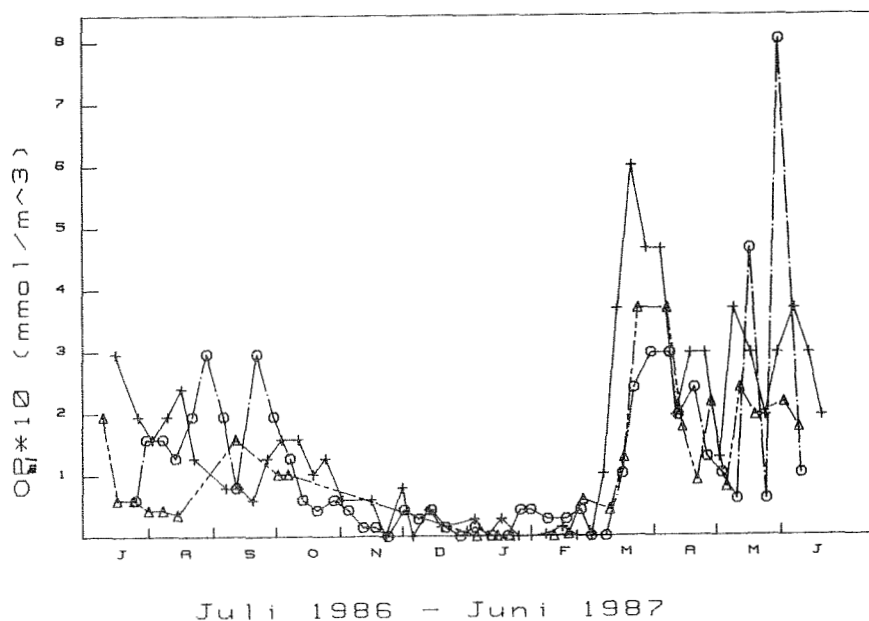


Fig. 4.17 Estimert konsentrasjon av  $OP_{ml}$  utenfor (st.1) de tre intensiv-  
studerte fjordene. Averøy (o), Midsund (+) og Ørstafjorden ( $\Delta$ )

## 5. FJORDMODELLEN.

### 5.1. INNLEDNING.

For å beregne kapasiteten til bassengvannet i Møre og Romsdalsfjordene mht. å tåle belastning fra organisk materiale, direkte eller indirekte fra fiskoppdrett er det blitt brukt en matematisk (numerisk) fjordmodell. Modellen beregner (simulerer) tilstanden i fjordens vannmasser inklusive fordelingene av levende og dødt materiale. I fjorden virker et antall fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som omsetter energi og materiale. Fjorden blir tilført og taper energi og materiale gjennom grenseflatene mot omgivelsene. Modellen er bygget opp av matematiske beskrivelser av fjordens og munningens topografi, de viktigste fysiske, kjemiske og biologiske prosessene i fjorden samt utvekslingen av energi og materiale gjennom de ytre grenseflatene. En skisse over de forskjellige elementene i en slik modell gis i Fig. 5.1. Til høyre i figuren er gitt de variabler som beskriver systemets tilstand (tilstandsvariabler).

Systemet er drevet av variasjoner i trykkfeltet utenfor fjorden (tidevann, indre tetthetssvingninger), av utveksling av mekanisk og termisk energi gjennom havoverflaten samt av lokal tilførsel av ferskvann, næringsalter og organisk materiale. En bør observere at utvekslingen med omgivelsene er gitt ikke bare ved forholdene utenfor systemet men er også avhengig av tilstanden i systemet. Enhver forandring av drivningen vil medføre forandringer i fjordens tilstand. For eksempel vil en regulering av ferskvannstilførselen, i hvert fall i de øvre vannlag, medføre større eller mindre forandringer i alle tilstandsvariablene. På samme måte vil endringer i den kjemisk/biologiske drivningen medføre forandringer i de kjemisk/biologiske tilstandsvariabler. Slike forandringer benevnes gjerne miljøeffekter.

For å kunne forutsi amplituden av forandringene i fjordens tilstand ved en gitt forandring i den kjemisk/biologiske drivningen (f. eks. forårsaket av endret fiskoppdrettsaktivitet i fjorden) trengs en modell av den type som er beskrevet i dette kapittelet. I Kap. 7 har vi imidlertid utviklet en forenklet metode som kan brukes på mange basseng. Denne forenklete metode har vært mulig å utvikle takket være den numeriske

modellen som er beskrevet i dette kapittelet.

Et område som blir modellert vil, hvis nødvendig, bli inndelt i delområder, med hvert delområde sentrert omkring et dybbasseng og avgrenset mot omgivende delområder av sund eller andre topografiske fortrengninger. Et delområde vil bli betraktet som horisontalt homogent og modellert med modellen som er beskrevet i dette kapittelet (1-dimensional lagdelningsmodell). Delmodellene vil bli koblet sammen og vannutvekslingen i ulike nivåer mellom nærliggende delmodeller vil bli beregnet. For flertallet av fjordene er det imidlertid tilstrekkelig med en modell. I den følgende beskrivelsen vil kun dette tilfellet bli diskutert.

De neste avsnitt er organisert på følgende måte. I 5.2 gis en sammenfattende beskrivelse av modellen. Mer detaljert informasjon om de fysiske prosessene i modellen gis i 5.3. I 5.4 vil de kjemiske og biologiske prosessene i modellen bli presentert. Modellens krav til data for test og drivning er beskrevet i 5.5. Modellen blir testet i 5.6.

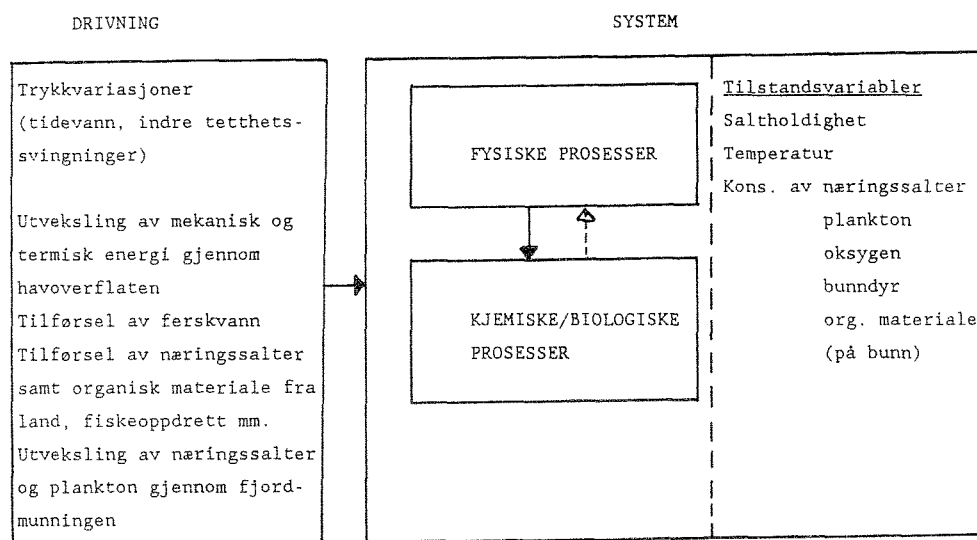


Fig. 5.1 Oversikt over modellens oppbygging.

## 5.2. OVERSIKTLIG BESKRIVELSE AV FJORDMODELLEN.

Modellen dekker hele fjorden - fra havoverflaten og ned til største dyp - og inkluderer fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Modellen beregner de vertikale fordelingene av tilstandsvariablene i et basseng. En oversikt over de viktigste prosessene i modellen er gitt i Fig. 5.2. Salt- holdighet og temperatur spiller en spesiell rolle siden de bestemmer vannets tetthett. I modellen er et basseng beskrevet med et gitt antall horisontale lag. Modellens vertikale oppløsning (tykkelsen av hvert lag) er 1 m. Modellen har et velblandet overflatelag. Tykkelsen av dette varierer med tiden. Det velblandete overflatelaget er nedad begrenset av et tetthets- sprang (pyknoklin). Egenskapene til det velblandete overflatelaget er beregnet av en "pyknoklinmodell". Denne tar hensyn til ferskvannstilfø- selen fra land og beregner fra meteorologiske observasjoner varmetveks- lingen mellom sjø og atmosfære. Blandningen mellom ellevann og sjøvann i elvemunninger er tatt med i modellen ("initialblandning"). Slike prosesser som restratifisering av overflatelaget ved svak vind og/eller stor til- førsel av "oppdrift" (varme, ferskvann) blir simulert av modellen. Modellen beregner også den vertikale utvekslingen av vann samt suspendert og oppløst materiale mellom nærliggende lag i modellen (vertikal diffusjon og advek- sjon, synkende partikler). Oksygenkonsentrasjonen i overflatelaget er satt lik metningsverdien. Dette er en god tilnærming for de tynne overflatelag en normalt finner i fjorder.

Modellen simulerer flere typer av vannutveksling mellom fjord og kystvann. Barotrope vannutvekslinger (drevet av vannstandsforskjellen) er dominerende der munningen er trang og grunn. I slike tilfeller vil en få høye tidevannshastigheter i munningen (tidevannstråle) og forskjeller i tetthetslagdelingen på hver side av munningen vil i dette tilfelle ikke ha noen større innvirkning på størrelsen av transporten gjennom munningen. Betydningen av eventuelle forskjeller i lagdelningen på hver side av munningen vil øke med munningens tverrsnittsareal.

Variierende tetthet over terskeldypet utenfor munningen driver vann- utvekslingene i mellomlaget (intermediær sirkulasjon). For tilstrekkelig dyp og vid munning vil innstrømmingene i mellomlaget dominere. I modellen innlagres det innstrømmende vannet i det dyp hvor tettheten er lik det



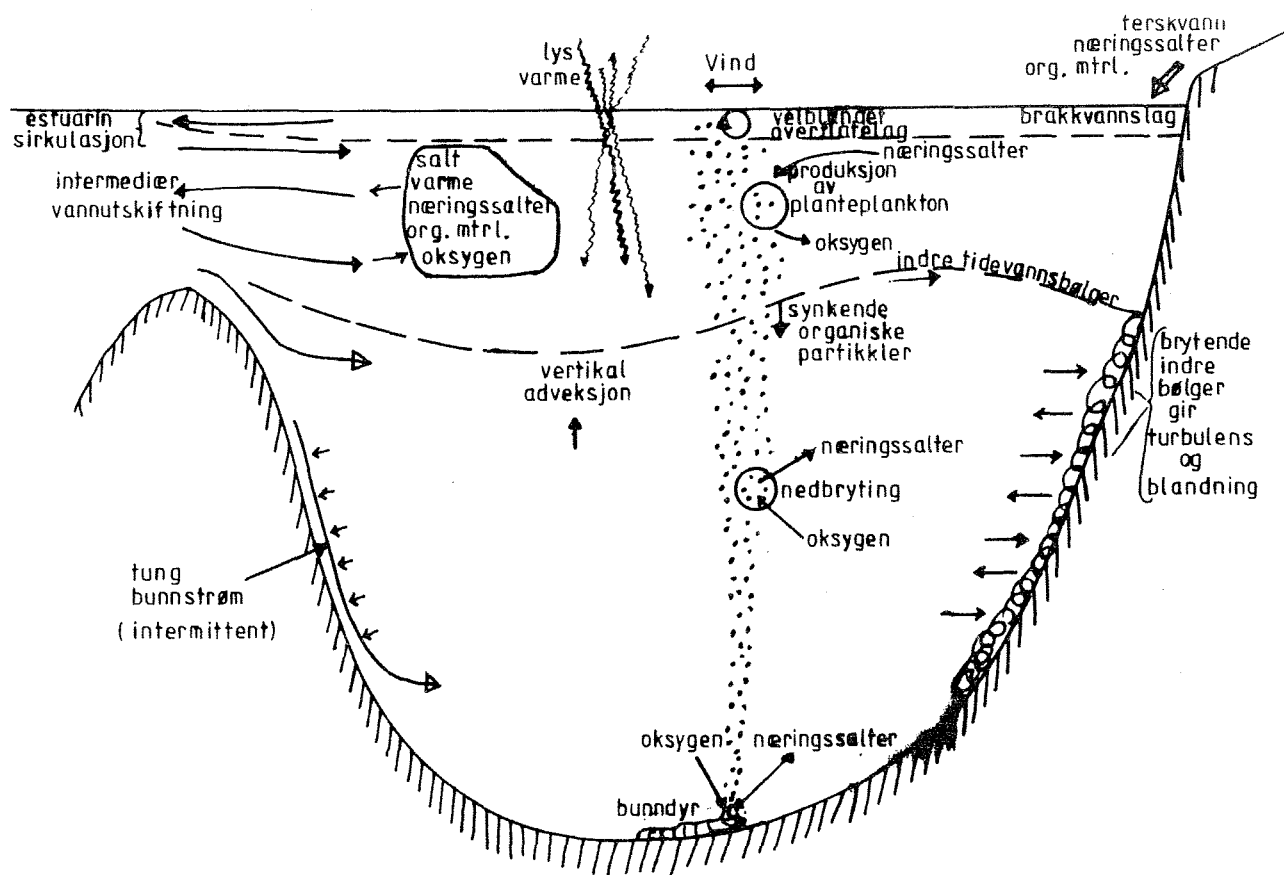


Fig. 5.2 Oversikt over de viktigste prosessene i modellen.

innstrømmende vannets. I tilfeller med høy tetthet på det innstrømmende vannet vil dette kunne trenge ned under terskeldypet og derved skifte ut bassengvann. En slik utskifting er ofte kun delvis. Når den lokale ferskvannstilførselen er tilstrekkelig stor vil en markert estuarin sirkulasjon være etablert i fjordens øvre lag med et utstrømmende brakkvannslag i overflaten og innstrømmende sjøvann under. Den intermediære sirkulasjon vil imidlertid ofte maskere den estuarine sirkulasjon i munningen.

Fysikkdelen av modellen beregner den storskala horisontal- og vertikalsirkulasjon i fjorden. Når denne er kjent er det mulig å beregne utvekslingen av kjemiske og biologiske substanser mellom fjorden og de utenforliggende områder. Biologiske/kjemiske prosesser omdanner materiale mellom organiske og uorganiske former. Modellen inneholder bl.a. en modell for planteplanktons vekst og respirasjon. Veksten er styrt av temperaturen og konsentrasjonen av næringsalter (i modellen fosfor). Veksten er også en

funksjon av lysforholdene i vannet. Lysets nedtrengning blir beregnet fra vannets optiske bakgrunnsegenskaper og den beregnede konsentrasjonen av organisk materiale. Plankton synker og blir nedbrutt, dels i vannsøylen og dels på bunn. Oksygen blir derved forbrukt. Bunnfaunan står for nedbrytningen av organisk materiale på bunnen. En enkel modell for bunnfaunaens tilvekst og respirasjon er blitt brukt. Nedbrytningen i vannsøylen og på bunn under anoksiske (oksygenmangel) eller nesten anoksiske forhold er ved bakterier.

I sammendrag har modellen følgende tilstandsvariabler: saltholdighet, temperatur, oksygen, uorganisk fosfor løst i vannet, organisk fosfor i plankton, fosfor i levende organisk materiale på bunn (bunnfauna) samt fosfor i dødt organisk materiale på bunnen (jmf. Fig. 5.1). Hydrogensulfid (under anaerobe forhold) er regnet som negativt oksygen og derfor ingen egen tilstandsvariabel. I modellen blir selvfølgelig "dobbel bokføring" brukt på alle materialberegningene og nøyaktige massebalanser oppnåes for alle inngående stoffer.

### 5.3. FYSISKE PROSESSER I MODELLEN.

#### 5.3.1. INNLEDNING.

Hvorvidt en vil oppnå en god beskrivelse av de kjemiske/biologiske tilstand i marine vannområder er i meget høy grad avhengig av hvor godt den fysiske sirkulasjonen er kjent. For fjorder ble dette demonstrert f. eks. gjennom modellsimuleringer i Stigebrandt & Wulff (1987) og fra feltmålinger i Lindahl (1987). De fysiske prosessene bygger i fellesskap opp sirkulasjonen i fjorden.

Modellen er bygget opp av de mest betydningsfulle prosessene. Ved havoverflaten er et velblandet lag. Tykkelse, saltholdighet og temperatur av dette lag er beregnet av en "pyknoklinmodell" (seasonal pycnocline model). Den pyknoklinmodell som blir brukt her er fra Stigebrandt (1985). Under det velblandete overflatelaget er turbulent vertikal diffusjon en av de viktige prosessene. Denne er spesielt viktig i bassengvannet. I Stigebrandt (1976, 1979) ble det demonstrert at indre tidevannsbølger, generert ved terskler, kan spille en avgjørende rolle for intensiteten av den turbulente vertikale diffusjonen. Dette arbeidet er nå videreført i Stigebrandt

og Aure (1989) hvor en modell for den turbulente vertikale diffusjonen er presentert. I bassenget er også sporadiske innstrømminger av spesielt tungt vann av betydning. Den generelle modellen for bassengvann, tilpasset Østersjøen og beskrevet i Stigebrandt (1987), vil bli brukt.

Typen av vannutveksling gjennom en fjordmunning er sterkt avhengig av forholdet mellom fjordens og munningens arealer ( $A_f$  resp.  $A_s$ ). Strømhastigheten i en fjordmunning induisert av en tidevannkomponent er

$$(5.1) \quad u_s = u_{s0} \cdot \cos(\omega t)$$

hvor  $u_{s0} = A_f/A_s a_0 \omega$ .  $a_0$  er amplituden inne i fjorden og  $\omega$  er frekvensen av tidevannskomponenten. I Møre og Romsdal er det halvdaglige tidevannet dominerende og vi diskuterer kun dette i det følgende. Hvis  $u_{s0}$  er større enn hastigheten av indre bølger i fjorden fåes en s.k. stråle i munningen. Lagdeling vil da ha liten betydning for transporten i munningen. Slike systemer er behandlet i Stigebrandt (1977, 1980, 1981 og 1983a). Hvis  $u_{s0}$  derimot er relativt liten vil vannstandsfluktuasjoner ikke forårsake høye hastigheter i munningen. Isteden vil tetthetsforskjeller over terskeldypet mellom fjordvann og kystvann medføre s.k. intermediære vannutvekslinger. En modell for slike vannutvekslinger er presentert i Stigebrandt (1989). De her nevnte arbeidene danner fundamentet for foreliggende modellering av den fysiske sirkulasjonen.

### 5.3.2. OVERFLATELAGET.

Vinden lager turbulens - uordnede virvler - i vannet nærmest havoverflaten. Et velblandet overflatelag vil derved bli dannet. Hvis vinden øker vil også turbulensens intensitet øke og det velblandete laget vil øke i tykkelse. Derved medrives underliggende vann opp i overflatelaget. I grensen mellom det velblandete, turbulente overflatelaget og underliggende vannmasser finner en ofte et skarpt sprang i tettheten - sprangsjiktet eller pyknoklinen. Ferskvannsavrenning og oppvarming ("oppdriftstilførsel") ved overflaten vil gjøre overflatevannet lettere (lavere tetthet) og derved dempe den vindgenererte turbulensen. Ved spesifikk ferskvannstilrenning (kap. 3.2) større enn omlag  $1 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$  er "oppdriftseffekten" fra ferskvann større enn den som årsakes av den største sommeroppvarmingen (høyeste døgnmiddel ca.  $300 \text{ W}/\text{m}^2$ ). Ved stor spesifikk ferskvannstil-

renning vil en ha et tynt brakkvannslag i fjorden. Tykkelsen av brakkvannslaget vil også være en funksjon av munningens bredde (enkle analytiske modeller for brakkvannslag i fjorder er presentert i Stigebrandt 1975 og 1981).

De to hovedmekanismene - fordykning av pyknoklinen ved økende vind og/eller avtakende oppdriftstilførsel og retrett ved motsatte forhold - er beskrevet matematisk i modellen (se Stigebrandt, 1985). For å beregne egenskapene til det velblandete overflatelaget trenger modellen observerte verdier av vindstyrke, skydekke, lufttemperatur og fuktighet fra en representativ meteorologisk målestasjon samt beregnet (eller målt) ferskvannstilrenning til fjorden, se 5.5.

I sist nevnte publikasjon er det beskrevet hvordan en fra de meteorologiske observasjonene beregner varmefluksen gjennom havoverflaten. Som et eksempel vises i Fig. 5.3 den beregnete nettoinnstrålingen fra solen for perioden 1/7-86 til 30/6-87. Solstrålingen har også stor betydning for planteplanktonveksten. I modellen regner en med at 50% av solstrålingen absorberes i havoverflaten. Resten trenger ned i vannet (synlig lys) og absorberes etter hvert av vannet og av oppløst og partikulær materiale i vannsøylen. En del av oppvarmingen av vannet skjer følgelig nede i vannsøylen.

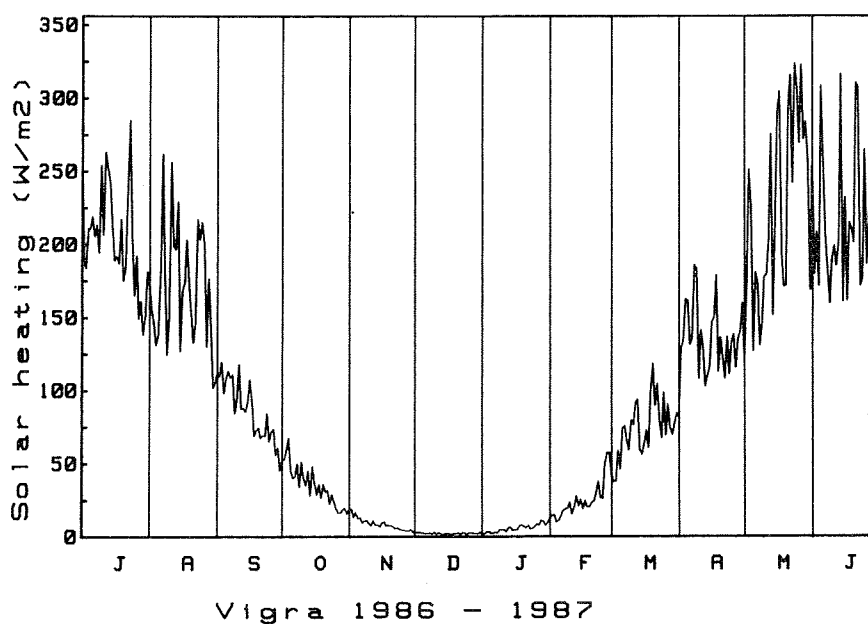


Fig. 5.3 Beregnet solinnstråling i Molde 1/7-86 - 30/6-87.

Lysintensiteten I på dypet z er

$$(5.2) \quad I = I_0 \cdot \exp(-k_d z)$$

hvor  $I_0$  er lysintensiteten ved havoverflaten. Den vertikale svekningskoeffisienten for det fotosyntetisk aktive lyset  $k_d(\text{PAR})$  kan deles opp slik

$$(5.3) \quad k_d(\text{PAR}) = k_p + k_s \quad (\text{m}^{-1})$$

hvor  $k_p$  er bidraget fra vannet selv, oppløste humusstoffer (gulemer) samt fra mineralpartikler og  $k_s$  er bidraget fra seston (levende og døde organiske partikler). Fra data presentert av Aas (1980, Fig. 5) finner en at siktedypet D kan relateres til  $k_d(\text{PAR})$

$$(5.4) \quad D = 1,54/k_d(\text{PAR}) \quad (\text{m})$$

I følge data fra Kirk (1983) kan en tilnærmet skrive  $k_s = 0,35 \cdot \text{OP}$ . Vi kan estimere  $k_p$  da vi vet at vinterstid (tilnærmet uten seston i vannet) er D omtrent lik 20 m på Mørkekysten. Lign. (5.4) gir da  $k_p = 0,08$ . For midlere OP-konsentrasjon i øverste 10 m ( $0,12 \text{ mmol/m}^3$ ) blir  $k_s = 0,04$  og  $D = 12-13$  m. Ved planktonblomstringer kan OP øke til omtrent 0,5 og  $k_s = 0,18$ . Dette gir  $D = 6$  m som synes å være et realistisk resultat. En bør imidlertid merke seg at sommerstid med stor ferskvannstilrenning til fjorder og kystvann vil også konsentrasjonen av gulemer og av uorganiske partikler (mineral) øke. Dette vil bidra til en økning av  $k_p$  og derved til en reduksjon av D. For en grundig diskusjon av siktedypmålinger og brukbarheten av disse refereres til f.eks. Kirk (1983).

Modellen simulerer blandning mellom ferskvann og sjøvann som skjer i og akkurat utenfor en elvemunning.

### 5.3.3. MELLOMLAGSVANN OG BASSENGVANN.

Under det velblandete overflatelaget er vannet lagdelt med økende tetthet nedover. I lagdelingen forekommer indre bølger og turbulens. Den turbulente intensiteten er normalt mye lavere enn i overflatelaget. I mellomlagsvannet, mellom det velblandete overflatelaget og terskeldypet, er lagdelingen vanligvis omtrent lik den utenfor fjorden. Intermediær vannutveksling sørger for dette. Under terskeldypet - i bassengvannet - er, hvis en bortser fra bevegelser knyttet til indre bølger og turbulens, vannet nesten i ro større delen av tiden. Utveksling av bassengvann vil kun inntreffe når tilstrekkelig tungt vann utenifra renner over terskelen og innlagres i terskelbassenget. Vertikal diffusjon i bassengvannet gir imidlertid en kontinuerlig, men ofte uhyre liten, vannutveksling med ovenforliggende vann. Tettheten som funksjon av tiden i bassengvannet viser typisk lange perioder med avtakende tetthet (grunnet vertikal diffusjon) avbrutt av korte perioder med økende tetthet (grunnet innstrømming av nytt vann).

I modellen er de to hovedprosessene i bassengvannet dels en kontinuerlig vertikal diffusjon og dels en sporadisk innstrømming av tungt vann. Det tunge vannet danner en såkalt tung bunnstrøm som river med seg omgivende vann på vei nedover mot større dyp. Vannet i den tunge bunnstrømmen innlagres når dette har samme tetthet som den omgivende vannmassen. Den matematiske beskrivelsen av prosessene i bassengvannet er stort sett etter Stigebrandt (1987). Den største forskjellen er at den vertikale diffusiviteten  $\kappa$  nå er etter Stigebrandt og Aure (1989). Hvordan en beregner denne er beskrevet under.

#### Vertikale diffusjonskoeffisienter.

Den vertikale diffusiviteten  $\kappa$  blir beregnet fra

$$(5.5) \quad \kappa = (w/M^2 \rho_0) c (N/M)^{-1+\delta}$$

M og c vil som den s.k. oppdriftsfrekvensen N bli definert senere,  $\rho_0$  er midlere tetthet,  $w=W/H_b$  der W er den vertikalintegreerte arbeidsraten mot oppdriftskreftene i bassengvannet og  $H_b$  er midlere dyp

av terskelbassenget.

I Stigebrandt og Aure (1989) ble det vist at hoveddelen av energien til blandning i bassengvannet kommer fra tidevannet. En må skille mellom s.k. strålebassenger (hvor  $u_{s0}$  er større enn  $c_1$ , fasehastigheten av lange indre bølger i fjorden, jf.. Lign. (5.8)) og bølgebassenger (hvor  $u_{s0}$

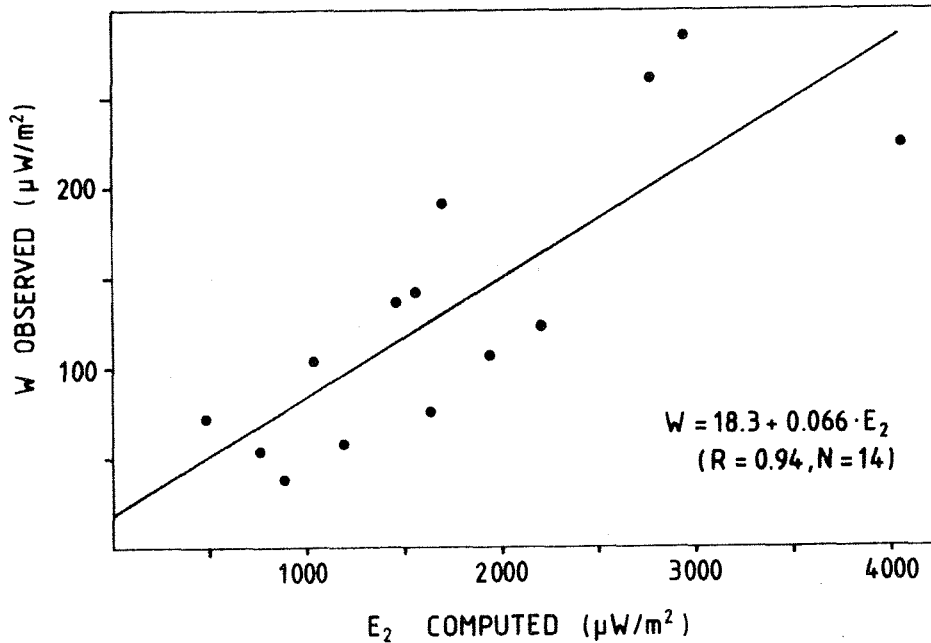


Fig. 5.4 Arbeidet per tidsenhet mot oppdriftskreftene vs energiflukset til indre tidevannsbølger i noen fjordbassenger. (Fra Stigebrandt og Aure, 1989).

er mindre enn  $c_1$ ). For bølgebasseng genereres indre tidevannsbølger ved tersklene og  $W$  er bestemt ved

$$(5.6) \quad W = W_0 + Rf\phi E_2/A(H_t)$$

hvor  $W_0$  er bakgrunnsarbeidsraten som er drevet av den lokale vinden ( $\approx 0,02 \text{ mW/m}^2$ ),  $Rf$  (Richardsons fluxtall) er effektiviteten av turbulensen med hensyn på arbeide mot oppdriftskreftene, faktoren  $1/\phi$  beskriver hvor stor del av den totale energien fra terskelgenererte indrebølger som kommer fra det halvdaglige tidevannet ( $1/\phi \approx 0,85$  i Møre og Romsdal),  $E_2$  er energifluksen til halvdaglige indre tidevannsbølger og  $A(H_t)$  er arealet av bassenget i terskelnivå. Ligning (5.6) er illustrert med observasjoner fra Møre og Romsdal i Fig. (5.4). For rektangulære munninger er  $E_2$  defini-

ert ved (Stigebrandt, 1976)

$$(5.7) \quad E_2 = (1/2) \rho \omega^2 a_0^2 A_f^2 / A_s (H_b / (H_t + H_b)) c_i$$

hvor  $\omega$  er frekvensen og  $a_0$  er amplituden av det halvdaglige tidevannet,  $A_f$  er hele fjordens overflateareal innenfor munningen,  $A_s$  er munningens vertikale tverrsnittsareal,  $H_t$  er terskeldypet og  $c_i$  er fasehastigheten for indre bølger definert ved

$$(5.8) \quad c_i = \{g(\rho_2 - \rho_1) / \rho_2 [H_t H_b / (H_t + H_b)]\}^{1/2}$$

hvor  $g$  er tyngdeakselerasjonen og  $\rho_1$  ( $\rho_2$ ) er midlere tetthet av vannet over (under) terskeldypet. For basseng med meget spesielle munnings-topografi kan energifluksen til lange indre bølger være mindre enn det Lign. (5.7) gir.

For strålebassenger skal  $E_2$  i Lign. (5.6) erstattes med  $E_j$  definert ved

$$(5.9) \quad E_j = 0.42 \cdot (1/4) \rho_0 u_{s0}^3 A_s$$

hvor 0,42 er middelverdien av  $|\cos(\omega t)|^3$  og en faktor 1/2 tilkommer fordi strålen går inn i fjorden kun under halve tiden (på stigende sjø). Den midlere oppdriftsfrekvensen  $M$  er definert ved

$$(5.10) \quad M = (1/V) \int_b^t NA \, dz$$

hvor  $V$  er terskelbassengets volum definert ved

$$(5.11) \quad V = \int_b^t A \, dz$$

hvor  $A=A(z)$  er fjordarealet,  $b$  er største dyp og  $t$  er terskeldypet. Oppdriftsfrekvensen  $N$  er definert ved



$$(5.12) \quad N = \{g/\rho_0 \cdot (d\rho/dz)\}^{1/2}$$

c er definert ved

$$(5.13) \quad c \int_b^t (N/M)^{1+\delta} A \, dz = V$$

Stigebrandt & Aure (1989) bestemte fra observasjonene fra foreliggende prosjekt  $\delta \approx -0,5$  samt  $R_f = 0,056$  og  $0,01$  for bølge- resp. strålebasseng.

Om en innfører

$$(5.14) \quad c_1 = (1/V) \int_b^t N^{1+\delta} A \, dz$$

kan en skrive  $c = M^{1+\delta}/c_1$  og uttrykket for  $\kappa$  kan da forenkles til

$$(5.15) \quad \kappa = w/(\rho c_1) N^{-1+\delta}$$

#### Den tunge bunnstrømmen.

Tungt vann som befinner seg utenfor og over terskelnivået kan danne en tung bunnstrøm nedover i terskelbassenget. Ved friksjon mot bunn, men også mot ovenforliggende vann, dannes turbulens i bunnstrømmen. Denne vil rive med seg en del ovenforliggende vann. Vannet i bunnstrømmen blir derved etterhvert lettere og vil bli innlagret i bassenget når tettheten er den samme som i det omgivende vannet.

En tung bunnstrøm som ikke river med seg omgivende vann vil beholde sin tetthet på veien nedover. Bunnstrømmen i fjorder river imidlertid alltid med seg vann. Medrivningsraten vil avhenge av bunnens helning, tetthetsforskjellen mellom vannet i bunnstrømmen og i omgivelsene, tykkelsen av bunnstrømmen samt bunnens ruhet. Den matematiske beskrivelsen av bunnstrømmen brukt i foreliggende modell er etter Stigebrandt (1987).

At bunnstrømmen blir lettere på sin veg nedover får den effekten at i begynnelsen av en innstrømning av tungt vann, når tettheten i øvre del av terskelbassenget er relativt lav, vil det innstrømmende vannet blandes med relativt lett vann og innlagring vil skje relativt høyt opp i vannmassen. Etterhvert som innstrømningen pågår vil tettheten i øvre del av terskelbassenget øke og den tunge bunnstrømmen vil suksessiv nå alt dypere ned i terskelbassenget for å så til slutt nå ned til største dyp. For å få utskiftning av de dypeste vannmassene i en fjord er det således vanligvis nødvendig at oppstrømningen av tungt vann utenfor fjordmunningen har tilstrekkelig varighet.

#### 5.3.4. VANNUTVEKSLING GJENNOM MUNNINGEN.

Vannutvekslingen gjennom munningen er avhengig av flere faktorer. Forholdet mellom fjordens og munningens arealer er spesielt viktig. Hvis forholdet er lite opptrer sterke tidevannsdrevne strømmer i munningen. På Mørekysten, hvor det halvdaglige tidevannet har en amplitude på omlag 0,9 meter, kan en regne med at den maksimale tidevannsstrømmen i munningen ( $u_{s0}$ ) er 1,2 og 0,12 m/s hvis arealforholdet er henholdsvis 10000 og 1000. Fra Tabell 3.1 kan en beregne at Skodjevika har det desidert høyeste forholdet med ca. 15500 hvilket betyr ca. 1,9 m/s i maksimal strømhastighet i munningen. Nest største forhold har Valsøyfjorden med 6200, med maksimal hastighet på ca. 0,75 m/s. Tredje største forholdet har Skålvikfjorden med forholdet 4600 som gir maksimalstrøm på 0,55 m/s. Åsgårdfjorden og Hamnesfjorden har begge et arealforhold på drøyt 3000 og maksimal tidevannsstrøm i munningen er ca. 0,35 m/s. Karihavet har arealforholdet ca. 2400 og maksimal tidevannstrøm i munningen er like under 0,3 m/s. De øvrige fjordene har maksimale strømhastigheter lavere enn 0,25 m/s. En kan regne med at den effektive vannutvekslingen i de aller fleste av disse er dominert av intermediære strømmer.

Modellen for vannutveksling i munningen er beskrevet i Stigebrandt (1989). Her beregnes fra lagdelingene i fjordvannet og kystvannet (beskrevet av henholdsvis tettheten  $\rho_2(z)$  og  $\rho_1(z)$ ) den momentane horisontale trykkforskjellen  $DP(z)$  mellom fjord og kyst for hver meter i dypet  $(z)$ . Denne er

$$(5.16) \quad DP(z) = DPI(z) + DPS$$

hvor

$$(5.17) \quad DPI(z) = g \int_0^z [\rho_1(z) - \rho_2(z)] dz$$

og

$$(5.18) \quad DPS = g\rho_0(a_1 - a_2)$$

hvor  $a_1$  ( $a_2$ ) er havoverflatens høyde i kystvannet (fjorden).

Fra trykkforskjellen blir (under antakelse om friksjonsfri strøm) hastigheten  $u(z)$  beregnet

$$(5.19) \quad u(z) = \epsilon (2\epsilon\alpha DP(z)/\rho_0)^{1/2}$$

hvor  $\epsilon = 1$  ( $-1$ ) for  $DP(z) > 0$  ( $< 0$ ) og  $\alpha$  er en empirisk konstant ( $\approx 0,5$ ).

Med kjennskap til munningens bredde i ulike dyp kan så transportene på hvert dyp beregnes, se Stigebrandt (1989) for en detaljert beskrivelse av disse beregningene. Vann som strømmer inn fjorden innlagres på det dyp hvor tettheten er den samme som i det innstrømmende vannet. Innstrømmende vann som trenger dypere enn 10 m under terskelen blir i modellen behandlet som en tung bunnstrøm (se 5.3.3).

#### 5.4. KJEMISKE OG BIOLOGISKE PROSESSER I MODELLEN.

Til forskjell fra den fysiske, er den kjemisk/biologiske modelleringen for store deler hentet fra andre forfattere. Tidligere erfaring med kjemisk/biologiske modeller er presentert i Stigebrandt (1983b, 1983c, 1986) samt Stigebrandt & Wulff (1987). En enkel bunndyrmodell er imidlertid blitt utviklet og brukt i fjordmodellen.

Planteplankton vokser når lys og næringssalter (i modellen fosfor) finnes i tilstrekkelig mengde. Vekstmodellen er stort sett den samme som ble brukt av Kremer & Nixon (1978). Tilvekstens lysavhengighet er etter Jassby & Platt (1976). Planktons respirasjon er etter Kirk (1983). Lysnivået i et gitt dyp er avhengig av hvor mye plankton som finnes ovenfor dette nivået, jmf. Lign. (5.2). I modellen benyttes en vertikal sveknings-

koeffisient som er summen av en konstant del og en del som er proporsjonal med planktonkonsentrasjonen, jmf. Lign. (5.3). Effekter av s.k. selvskygging kan altså opptre i modellen. Konsentrasjonen av planteplankton vil derfor også delvis bestemme hvor i vannsøylen strålingen absorberes og dermed påvirke den vertikale temperaturfordeling og tetthetsfordeling. Dette er eneste mekanisme i modellen hvor biologien påvirker de fysiske tilstandsvariabler.

Bunndyr sørger for nedbrytningen av organisk materiale på og i bunnen hvis oksygenkonsentrasjonen i overliggende vann er høyere enn 1 ml/l. For lavere oksygenkonsentrasjoner dør bunndyrene og nedbrytningen i modellen er ved bakteriell aktivitet. Bunndyrsmodellen som brukes her består av 1 art. Bunndyrenes stoffomsetning og eventuelle vekst (hvis der er nok med mat) er en funksjon av temperaturen. Bunndyrene har for enkelhets skyld konstant vekt (askefri tørrvekt 0,1 g). Økninger i biomassen (vekst) skjer ved økning i antall dyr. Når det er lite mat tilgjengelig utvikler dyrene kanibalisme og spiser hverandre.

#### 5.5. MODELLENS KRAV TIL MÅLEDATA.

Målte data benyttes både for test og for drivning av modellen. Testdata er simpelthen målte data av modellens tilstandsvariabler. En horisontalintegrert modell bør bli testet mot horisontalintegrerte måldata. Hvis de horisontale gradientene er beskjedne er det ofte tilstrekkelig med måldata fra sentrum av modellområdet. Modellen har høy vertikal oppløsning (1 m). For de fleste tilstandsvariabler er det helt urealistisk å måle så tett i vertikalen. Kun når en bruker automatiske sonder er dette mulig. Hvor ofte en må innsamle testdata er avhengig av hvor hurtige endringer en vil studere. Hvor lang en måleserie skal være er avhengig hvilke tidsskalaer en vil teste. Intermediære vannutskiftninger har typisk tidsskala 1-2 uker. Målinger hver uke i løpet av noen måneder vil da være tilstrekkelig. Biologien har en meget markert årssyklus og vil en teste modellens beskrivelse av denne bør måleserien strekke seg over ett eller flere år. Måleprogrammet for intensivtoktene i Ørstafjorden, Midsundet og Averøy ble planlagt etter slike begrunnelser, se Kap. 2-4.

Data for drivning av modellen er dels meteorologiske standardobservasjoner av vind, lufttemperatur og -fuktighet samt skydekke, dels data for

ferskvannstilrenningen og tilførselen av næringssalter og organisk materiale. Tidsserier av de vertikale fordelingene av alle tilstandsvariabler i modellen fra området utenfor fjordmunningen (modellområdet) er data som sørger for drivning av modellen fra den åpne randen mot havet. Da det i de ovenfor nevnte intensivtoktene ble tatt en stasjon (referansestasjonen, st. 1) utenfor hver av de tre fjordene er behovet av drivdata vel dekket i hvert fall når det gjelder oppløsning i tid og oppløsning i horisontal retning.

En kan tilføye at det er blitt målt også andre (sekundære) tilstandsvariabler enn de som modellen inneholder (primære tilstandsvariabler). Ofte kan en ved bruk av empiriske relasjoner omregne en sekundær til en primær tilstandsvariabel. F. eks. kan en omregne de sekundære tilstandsvariablene siktedyp og konsentrasjon av chlorofyll-a til den primære tilstandsvariabelen OP (organisk fosfor i plankton), se Kap. 5.3.2. For dette prosjektet har vi også brukt målinger av siktedyp for å bestemme konsentrasjonen av OP i kystvannets overflatelag, se Kap. 4.4. På samme måte bør det være mulig å omregne konsentrasjonen av OP i bunndyr (i modellen) til individ- og artsantall av bunndyr. I en slik omregning må oksygenkonsentrasjonen inn som en parameter. Siden det ikke er målt bunndyr i fjordene i denne undersøkelsen har det ikke vært behov for å utvikle en slik empirisk omregningsmetode. (Planlagte bunndyrsundersøkelser i forbindelse med projektet ble utelatt pga. økonomiske årsaker.)

## 5.6 TESTING AV MODELLEN.

Modellen er blitt testet spesielt mot data fra fjordene der vi har intesivmålinger. Vi vil her presentere test mot data fra Ørstafjorden. For modellsimuleringene av denne fjorden (for perioden 11 juli 1986 - 10 juni 1987) er den ukentlig målte sjiktningen på stn 1 brukt som representativ for det yttre tetthetsfeltet. Fra målingene av siktedyp har vi beregnet overflatekonsentrasjonen av OP som tidligere er blitt beskrevet. For uorganisk fosfor (UP) har vi konstruert en realistisk tidsserie (pga. litt for høye observerte verdier forårsaket av at prøvene ble lagret over et visst tidsrom før de ble analysert).

### RESULTATER.

#### Fysisk sirkulasjon.

I Fig. 5.5a vises den målte saltholdigheten utenfor munningen (st. 1). Fig. 5.5b og 5.5c viser målt (st.2) resp. beregnet saltholdighet inne i fjorden. På tilsvarende måte viser Fig. 5.6a, 5.6b og 5.6c målte og beregnede temperaturer. Som det fremgår av figurene er det god overensstemmelse mellom målte og beregnede saltholdigheter og temperaturer. En kan bemerke at der er større variabilitet i de målte variablene enn i de beregnete. Dette skyldes dels feil ved målingene (som ble foretatt med en enkel såkalt salinoterm) dels at det faktisk er høyfrekvent variabilitet i de drivende felt som ikke er blitt registrert siden frekvensen er høyere enn samplingsfrekvensen (ukentlige målinger). Fig. 5.7 viser beregnete tetthetsdrevne strømmer i munningen. Til forskjell fra feltmålingene er de beregnete dataene utplukket (samlet) hver tredje dag. Fra figurene kan en se hvordan fjorden reagerer på ned- og oppstrømninger utenfor munningen. F.eks. i nedre del av det intermediære laget er det utstrømning under nedstrømning og innstrømning under oppstrømning. Det er også interessant å se på den estuarine sirkulasjonen. Modellen beregner en til tider relativt markert inngående returstrøm til det utstrømmende brakkvannet. Test av den fysiske sirkulasjon er behandlet mer inngående i Stigebrandt (1989).

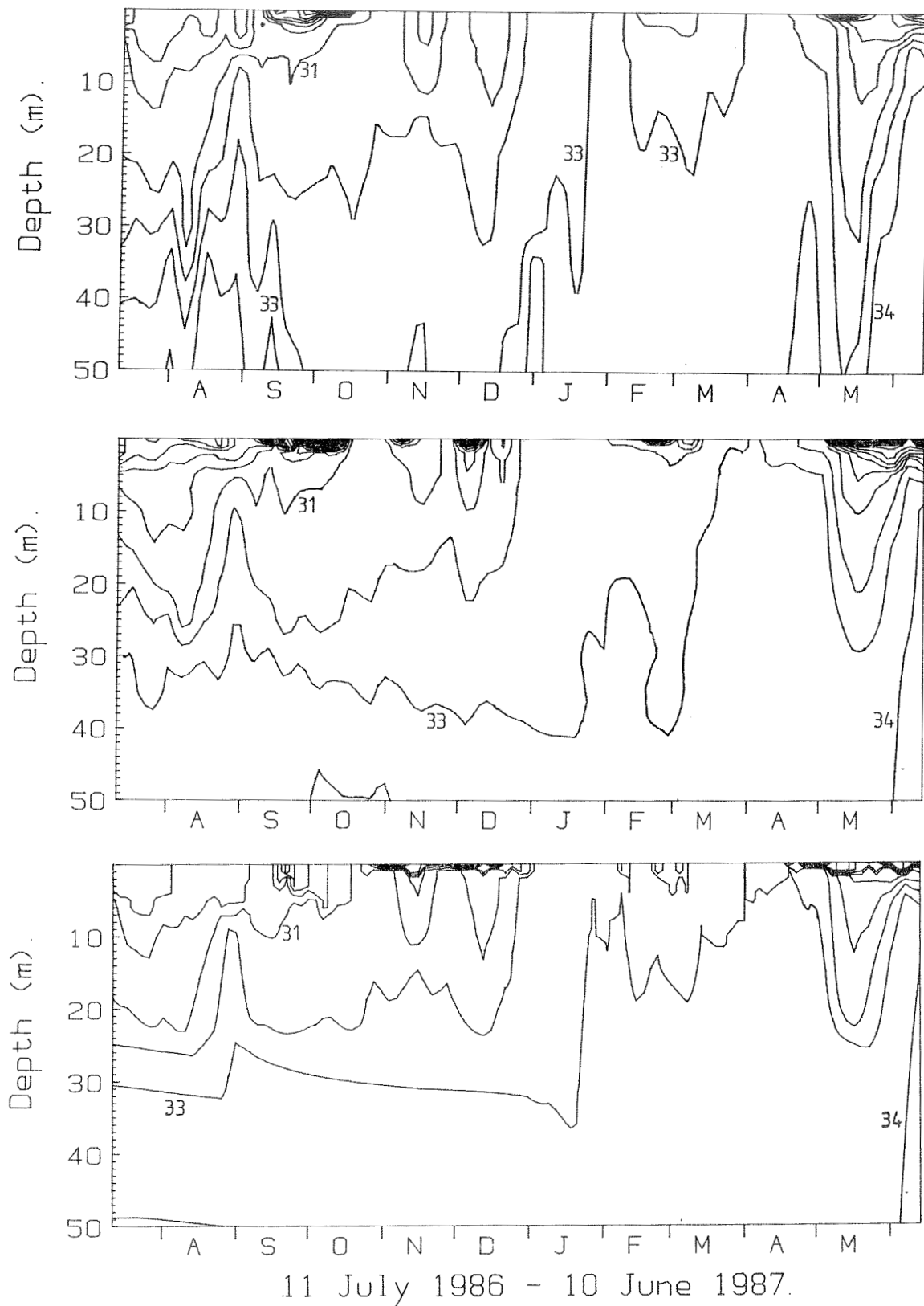


Fig. 5.5 Tidsutvikling av saltholdighet i 1986 - 1987. a) målt på st. 1 utenfor Ørstafjorden, b) målt på st. 2 inne i Ørstafjorden og c) beregnet av modellen.

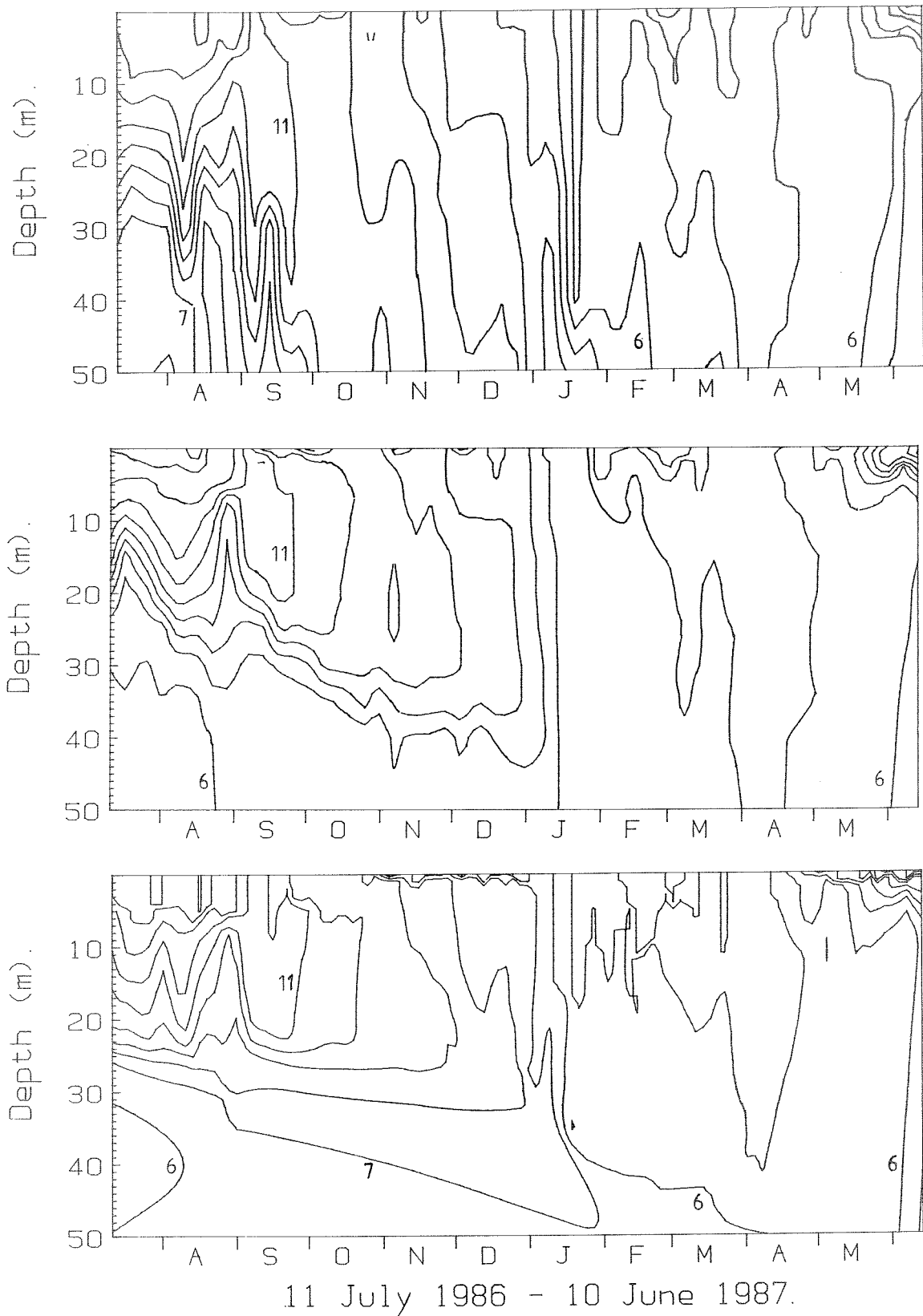
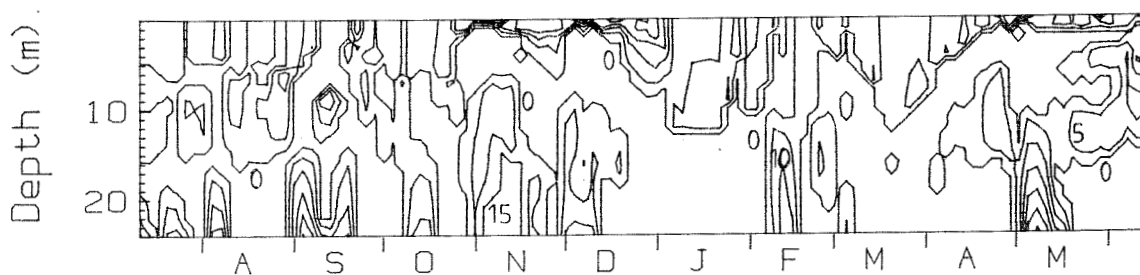


Fig. 5.6 Tidsutvikling av temperatur i 1986 - 1987. a) målt på st. 1 utenfor Ørstafjorden, b) målt på st. 2 inne i Ørstafjorden og c) beregnet av modellen.

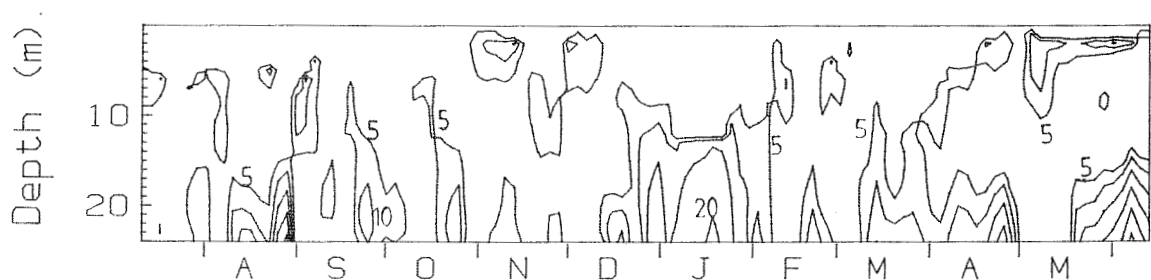




11 July 1986 - 10 June 1987.



11 July 1986 - 10 June 1987.



11 July 1986 - 10 June 1987.

Fig. 5.7 Beregnet tidsutvikling av strømhastigheter i Ørstafjordens munn-  
ing 1986-87. I a) vises hele strømfeltet, i b) vises utgående  
strøm og i c) inngående strøm. Avstand mellom isolinjer er 5 cm/s.

De intermediære utskiftningene vil ofte være meget store. F.eks. i Ørstaffjorden er midlere tetthetsdrevne innstrømming beregnet til omlag 600 m<sup>3</sup>/s. Den dominerende delen av denne innstrømmingen skyldes den såkalte intermediære sirkulasjon og resten skyldes den estuarine sirkulasjon. Generelt er de tetthetsdrevne innstrømmingene til fjordene i Møre og Romsdal omlag 30-100 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>/s. Variasjonen er for en stor del styrt av arealforholdet  $A_f/A_s$  slik at innstrømmingen øker med avtagende forhold. ( $A_f$ =fjordens overflateareal,  $A_s$ =munningsareal.) (I Masfjorden ved Bergen ble det i juni 1985 observert tetthetsdrevne innstrømminger på omlag 55 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>/s (Aksnes m.fl. 1988) ).

### Biologi.

I Fig. 5.8a viser vi den beregnete konsentrasjonen av plantenæringsalter (fosfor) og Fig.5.8b konsentrasjonen av organisk materiale ned til 50 m dyp i løpet av ca. 1 års tid. Våroppblomstringen starter i mars og pågår i ca. en måned. En kan se at det spesielt i perioder med oppstrømning av tungt vann på kysten er maksimum av organisk materiale på 10-20 m dyp (begynnelsen av september og i slutten av mai og i juni). Det er også interessant å notere seg at toppene i konsentrasjon av organisk materiale over terskeldypet (25 m), er forsinkete og utdempet i bassengvannet. Dette styrker hypotesen at mye av det organiske materialet som produseres i fjordene går ut i kystvannet og omvent, jf. Kap. 4.4. En sammenligning mellom Fig. 5.7 og 5.8b viser også at en finner de høyeste planktonkonsentrasjonene i det utstrømmende vannet ved blomstringer i forbindelse med dypvannsutskiftninger. Dessverre har vi ikke måledata som kan bekrefte Fig. 5.8b, se slutten av Kap. 4.4. Synkehastigheten for organisk materiale (OP) er i beregningene satt til 1,5 m/døgn.

En kan konstatere at modellen synes å simulere storskala variasjoner i fjordens tilstand på en tilfredsstillende måte. Ettersom drivdata er målt ukentlig mister en noen høifrekvente variasjoner. Hvis disse kunne taes med vil størelsen av den beregnete tetthetsdrevne innstrømmingen øke ytterligere.

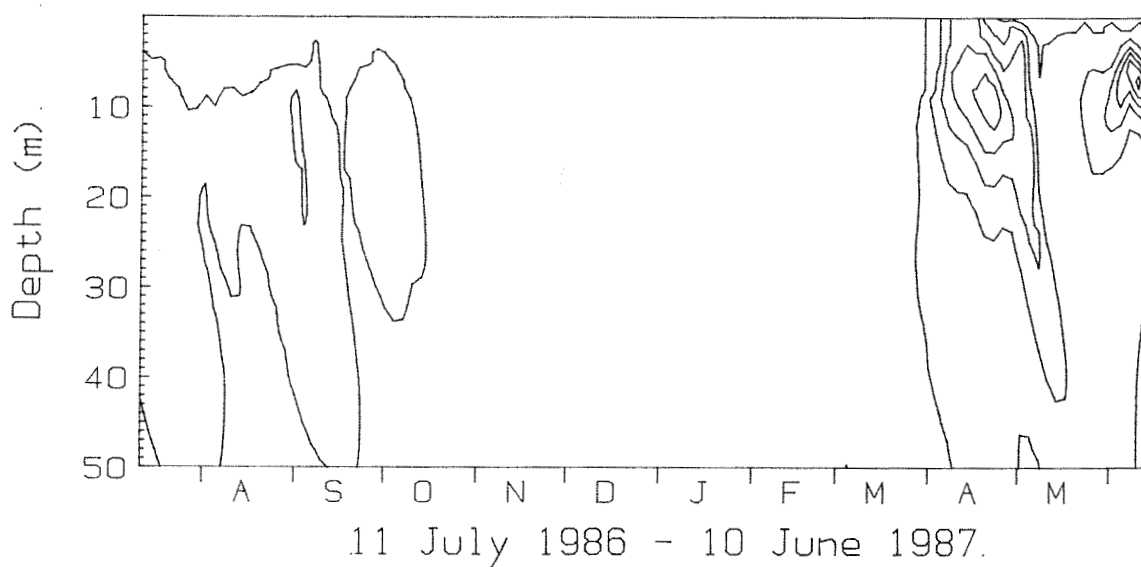
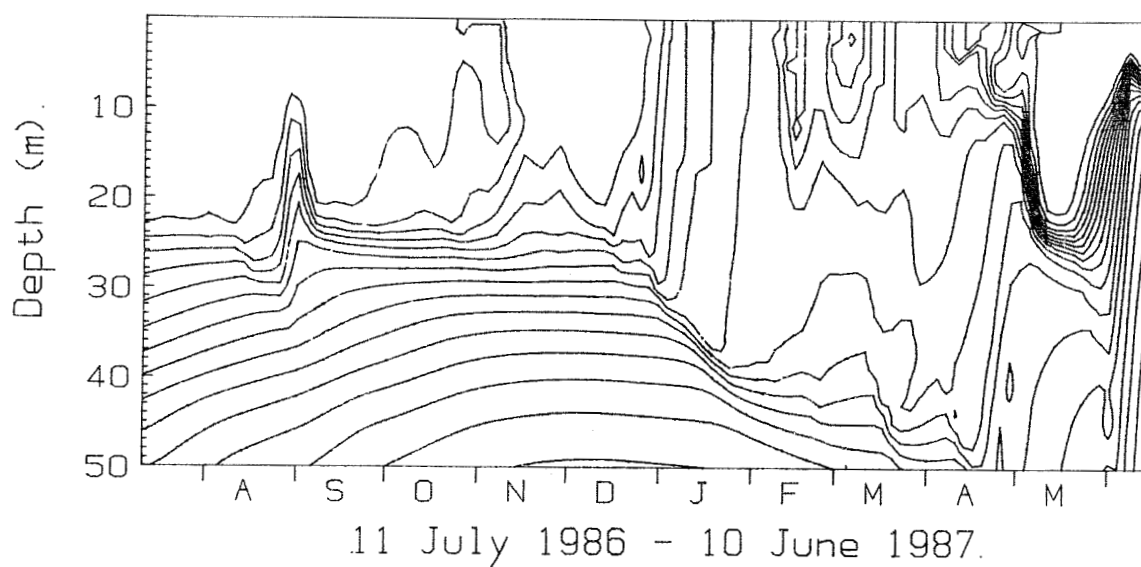


Fig. 5.8 Beregnet tidsutvikling av a) fosfat og av b) organisk fosfor, OP (plankton) i Ørstafjorden 1986-87. Avstand mellom isolinjer er  $0,1 \text{ mmol/m}^3$ .

## 6. MILJØBELASTNING FRA FISKEOPPDRETT.

### 6.1. INNLEDNING.

Driften av et oppdrettsanlegg gir opphav til vertikale transporter av organisk materiale av forskjellig opphav. Den mest åpenbare av disse transporter er den som utgjøres av nedsynkende forspill og fekalier. Det vil imidlertid også være en transport av marint organisk materiale, produsert vha. næringssalter som stammer fra oppdrettsvirksomheten. For beregning av effektene på bassengvannet er det nødvendig at utslippene av både organisk stoff og plantenæringssalter, miljøbelastningen, fra fiskeoppdrettsvirksomhet i fjorden kan kvantifiseres. Det er ennå ikke blitt etablert noen standard for hvordan miljøbelastningen fra fiskeoppdrett skal beregnes. Dette er i særlig grad tilfellet for miljøbelastningen fra avfallshaugene av forspill og fekalier som bygges opp under anleggene.

I følgende avsnitt (6.2) vil vi utrede hvordan en bør beregne miljøbelastningen fra fiskeoppdrett. For beregning av et oppdretts effekter på omgivelsene, miljøeffekter, er kjennskap til belastningen nødvendig men ikke tilstrekkelig. For oppdrettets miljøeffekter spiller også fjordens egenskaper (volum, areal, ferskvannstilførsel, vannutskiftning, blandningsintensitet mm.) en avgjørende rolle liksom oppdrettets lokalisering i fjorden. Miljøeffekter blir behandlet i Kap. 7.

### 6.2. BEREGNING AV MILJØBELASTNING FRA OPPDRETTSANLEGG.

For som ikke blir spist av fisken (forspill) synker, sammen med fekalier, til bunns like under mæren hvor en avfallshaug bygges opp (Fig. 6.1). Bakterier, sopp og dyr sørger for nedbrytingen av det organiske materialet i avfallshaugen. Derved forbrukes oksygen som taes fra det overliggende vannet (aerob nedbrytning). Avfallshaugen vil således øke oksygenforbruket i fjorden. Der vil også skje en bakteriell anaerob (oksygenfri) nedbrytning hvor sulfat og karbonat brukes som oksydationsmiddel. Lengere fremme i dette avsnittet skal vi anslå den relative fordelingen mellom aerob og anaerob nedbrytning.

Et fiskeoppdrettsanlegg har to hovedkilder for tilførsler av plantenærings-salter til vannet, dels lekkasje fra avfallshaugen under anlegget dels direkte utskillelse fra fisken i kassene (Fig. 6.1). Som vil bli vist lenger fremme er utskillelsen av nærings-salter fra avfallshaugene på nyetablerte lokaler mye mindre enn tilførselene bundet til sedimenterte forrester og fekalier. Det er derfor i den første tiden ikke balanse mellom tilførsel og utskillelse av nærings-salter som resulterer i en akkumulasjon av nærings-salter i avfallshaugene. Slike hauger kan derfor lekke nærings-salter lenge etter at oppdrettsvirksomheten på lokaliteten er opphørt. Ved beregning av miljøbelastning fra fiskeoppdrett må en derfor også ta hensyn

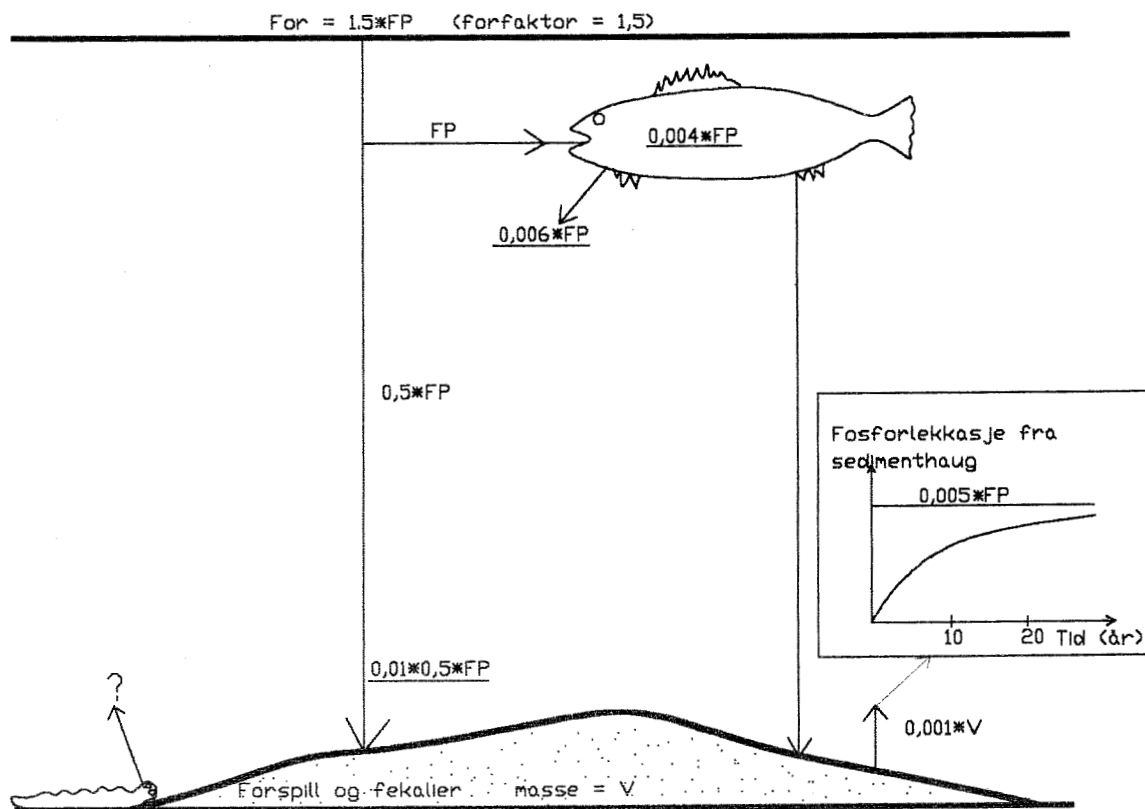


Fig. 6.1 Eksempel på nærings-saltfløde (fosfor) fra fiskeoppdrettsanlegg. Årsproduksjonen av fisk er FP, forfaktoren er 1,5 og "standardfor" er brukt. Fosforflødene er understreket. Observere at fosforflødet direkte fra fisken er proporsjonal med FP og flødet fra avfallshaugen er proporsjonal med massen av avfallshaugen (V). Den senere øker med tiden (jf. diagrammet til høyere som viser hvordan lekkasjen vokser med tiden mot likevektsverdien).

til oksygenforbruk og lekkasje av næringssalter fra gamle avfallshauger på forlatte oppdrettsplasser. I tetthetssjiktet vann innlagres næringssaltene som lekker ut av avfallshaugene på det dyp i vannmassene hvor haugene ligger.

Fisken utskiller nitrogen og fosfor i omtrent Redfield-forholdet (jf. Kap. 4). De utskillte næringssaltene er således vel balansert som næring for mange marine planktonarter (derimot ikke for diatomeer som i tillegg trenger kisel). Til forskjell fra næringssaltene som kommer ut av dypere liggende avfallshauger går næringssalterne som utskilles fra fisken direkte inn i produksjonslaget.

For å nøye beregne miljøbelastningen fra et anlegg må en vite hvordan driften foregår i detalj, antall fisk og fordelingen på ulike vekstklasser, fortype og hvordan fisken fores. Slik informasjon lar seg vanligvis ikke innsamles. En må derfor ofte bruke standardtall for belastningen. Beregningene av miljøbelastningen vil basere seg på mengden produsert fisk siden slik informasjon er lett å få frem. Mengden næringssalter som utskilles fra fisken øker med proteinets andel av forenergien. For et standardmessig utslippsestimat antas et "standardfor" med ca. 45% protein, ca. 20% fett og ca. 20% kullhydrat.

#### Utskillelse av plantenæringssalter direkte fra fisken.

Ved bruk av "standardfor" utskilles i oppløst form direkte fra fisken ca. 40 kg N og 6 kg P pr 1 tonn fiskproduksjon (Stigebrandt, 1986 og Molvær & Stigebrandt, 1989). En produksjon av f.eks. 200 tonn laksefisk vil da medføre utslipp av 8 tonn N og 1,2 tonn P direkte oppløst i vannet. Siden fiskens stoffskifte er avhengig av både individuell vekt og vannets temperatur varierer utslippsraten normalt i løpet av året. Ved modellberegninger er det mulig å ta hensyn til slike variasjoner samt også å ta hensyn til den eksakte fiskevekt og sammensetningen av det brukte foret.

#### Oksygenforbruk og lekkasje av næringssalter fra avfallshauger.

Mengden organisk materiale som akkumuleres i avfallshaugen under et oppdrettsanlegg kan antas å være proporsjonal med fiskeproduksjonen.

Proporsjonalitetskonstanten varierer med forfaktoren (andelen forspill). Grunnet høy fallhastighet og beskjedent vanddyp tilbringer fekalier og forspill kun kort tid i vannsøylen. Den biokjemiske nedbrytning og utskillelse av næringssalter som skjer på vei mot bunnen er ansett for å være ubetydelig.

Foreløpige eksperimentelle resultater (Kupka, 1988) viser at i første rekke er fluksene av oksygen, fosfat og ammonium mellom avfallshaugene og vannet en funksjon av sedimentets innhold av organisk materiale (tykkelsen av sedimentet). En kan foreløpig regne med flukser som øker lineært med sedimenttykkelsen. En vil forvente at fluksene mellom sediment og vann skulle være en funksjon av temperaturen. Det er imidlertid på nåværende tidspunkt ikke mulig å estimere temperatureffekten (Kupka, pers. medd.). Fra Kupkas arbeide har vi estimert fluksene av oksygen, nitrogen (ammonium) og fosfor:

$$f_O = h \cdot 37 \text{ kg O/m}^2/\text{år}$$

$$f_N = h \cdot 3,3 \text{ kg N/m}^2/\text{år}$$

$$f_P = h \cdot 0,67 \text{ kg P/m}^2/\text{år}$$

hvor h er tykkelsen av organisk (vannfri) materiale (meter). De totale fluksene mellom en avfallshaug og vannet er gitt ved arealet A av avfallshaugen. For eksempel for oksygen er totale fluksen til avfallshaugen lik  $A \cdot h \cdot 37 \text{ kg O/år}$ . Men  $A \cdot h = V$  er volumet av organisk materiale i avfallshaugen. Som vil bli diskutert senere kan totale volumet V av organisk materiale i avfallshaugen estimeres fra den totale produksjonen av fisk på lokaliteten siden starten av. En får da for de totale fluksene fra avfallshaugen

$$F_O = V \cdot 37 \text{ kg O/år}$$

$$F_N = V \cdot 3,3 \text{ kg N/år}$$

$$F_P = V \cdot 0,67 \text{ kg P/år}$$

hvor altså V er volumet (i kubikkmeter) av for som er akkumulert i avfallshaugen. Ammonium vil bli oksydert i vannsøylen og derved forbrukes oksygen. En bør observere at oksygenforbruk og utskillelse av næringssalter fra "mark" som beiter av haugen langs periferien ikke er medtatt i disse estimater.

For et relativt nyetablert anlegg vil utskillelsen av næringssalter i oppløst form direkte fra fisken i merdene være mye større enn lekkasjen av næringssalter fra sedimenthaugen under anlegget. De oppløste næringssaltene fra fisken går som allerede nevnt direkte inn i produksjonslaget mens de som lekker ut av sedimenthaugene vil bli innlagret på omtrent det dyp hvor haugene ligger.

#### Beregning av mengden organisk materiale i avfallshauger.

For en standardmessig beregning av tilførselene av organisk materiale til avfallshaugen fra fiskproduksjonen FP må en vite den s.k. forfaktoren. Teoretisk kan en produsere 1 kg fisk per ca. 1 kg standardfor. Hvis en har foret fisken med 2 kg standardfor per 1 kilo produsert fisk er forfaktoren FF lik 2. Mengden for som ansamles på avfallshaugen (forspill FS) kan beregnes på følgende måte

$$FS = (FF - 1) \cdot FP$$

Dette gjelder for standardfor. Hvis annet for blir brukt kan en regne om til standardfor (se f.eks. Stigebrandt, 1986). Med en fiskproduksjon på eksempelvis 200 tonn og en forfaktor på 1,8 blir forspillet således 160 tonn (hvis standardfor brukes). I tillegg kommer fiskens fekalier. Fra Stigebrandt (1986) er det imidlertid klart at så lenge forfaktoren er 1,5 eller høyere kan en i første omgang se bort ifra bidraget fra fekalier.

Hvis en skal prøve å nøyaktig beregne volumet V av en avfallshaug må en vite den årlige nedbrytningsraten x (%) samt de årlige tilførselene av forspill og fekalier. Følgende summasjonsformel kan da brukes for å beregne volumet  $V_N$  år N

$$V_N = \sum_{i=1}^N (FF_i - 1) \cdot FP_i \cdot (1-x/100)^{N-i}$$

hvor  $FF_i$  er forfaktoren og  $FP_i$  er fiskproduksjonen år i. Vi vil i neste avsnitt prøve å estimere den årlige nedbrytningsraten x.



Som et grovt overslag for beregning av volumet V av forspill (inklusive fekalier) under et anlegg kan en anta at denne er like stor som den samlede fiskproduksjonen siden starten av. Dette er ekvivalent med å sette forfaktoren lik 2 (for standardfor) og se bort fra fekalier samt den årlige reduksjonen av organisk materiale gjennom nedbrytning av organisk materiale i avfallshaugen. (Hvis tettheten av forspillet er ca. 1 tonn/m<sup>3</sup> kan en isteden for volumet i kubikkmeter bruke massen i tonn).

### 6.3. DISKUSJON AV SEDIMENTFLUKSENE.

Vi kan estimere hvor lenge en avfallshaug vil forbruke oksygen etter at driften i et anlegg er opphørt. Oksygenforbruket i en avfallshaug er 37 kg/år pr kubikkmeter organisk materiale. For å oksydere 1 kubikkmeter (1 tonn) standardfor kreves ca. 1800 kg oksygen (se Stigebrandt, 1986). Dette innebærer at kun 2% (=37/1800·100%) av det organiske materialet i avfallshaugen blir oksydert hvert år. Omtrent 40% av det organiske materiale i en avfallshaug skulle etter dette fortsatt ikke være oksydert etter 50 år. Dette gjelder hvis anaerobe prosesser ikke er aktive og hvis en kan se bort fra beiting fra periferien. Hvis der er en betydelig anaerob nedbrytning vil dette selvfølgelig medvirke til et hurtigere nedbrytning av avfallshaugen. Ved anaerob nedbrytning dannes reduserte kjemiske forbindelser som kan lekke ut av avfallshaugen (f.eks. metan og hydrogensulfid) for å senere oksyderes i vannet eller i atmosfæren.

En kan gjennomføre tilsvarende regnestykke også for fosfor og nitrogen. Fosforlekkasjen fra avfallshaugen er 0,67 kg P/år per tonn organisk materiale. 1 tonn standardfor inneholder omtrent 10 kg P (se Stigebrandt, 1986). Dette betyr at ca. 7% av fosforet i avfallshaugen skulle lekke ut for hvert år. For nitrogen fåes på tilsvarende måte at ca. 5% av nitrogenet lekker ut årlig som ammonium (1 tonn standardfor inneholder omtrent 70 kg N). Det er mulig at nitrogen også lekker ut i andre kjemiske, muligens organiske, forbindelser (Kupka, pers. medd.).

Fosfor- og nitrogenforbindelser frigjøres både ved aerobe og anaerobe nedbrytningsprosesser. Det er mulig at forskjellen i nedbrytningsrate bestemt fra henholdsvis oksygenforbruket og fosforlekkasjen kan brukes for å få et mål på størrelsen av de anaerobe nedbrytningsprosessene. Hvis vi

går ut fra at utlekkingen av fosfor gir et godt mål på totale nedbrytningsraten betyr dette at aerobe prosesser svarer for 2% og anaerobe for 5%. De aerobe prosessene skulle altså svare for kun 2/7 av den totale nedbrytningen i avfallshaugene. Foreløpige eksperimentelle resultater styrker denne fordelingen (Samuelsen mfl. 1988).

En kan sammenligne størrelsene av utslippsratene av næringssalter fra bunnsedimentene og fra fisken direkte i oppløste forbindelser. Ved eksemplet foran fant vi at 200 tonn fiskproduksjon skulle gi 1200 kg P i oppløst form direkte fra fisken. Samme årlig fluks fra sedimentet får en hvis sedimentmassen (vannfri) er omtrent 1800 tonn. Med en årlig nedbrytningsrate på 7% og med konstant årsproduksjon (200 tonn) skulle dette intrefte etter 14 års drift med forfaktoren lik 2 og etter 26 års drift med forfaktoren lik 1.5. Dette viser tydelig at i startfasen av fiskeoppdrett på en lokalitet er utslippene av næringssalter direkte fra fisken kvantitativt overlegne de fra bunnsedimentene. En bør merke seg at nedbrytning av sedimenthauger vha. bunndyr ("mark") som beiter av haugen i periferien ikke ennå er blitt kvantifisert.

#### Sedimentets likevektstykkelser.

En kan beregne den likevektsmasse,  $V_j$ , for en sedimenthaug hvor den årlige nedbrytningen er lik den årlige tilførselen fra forspill og fekalier. Anta at et oppdrett produserer FS tonn forspill pluss fekalier årlig. Likevekt mellom tilførsel og utskillelse av organisk materiale fåes hvis

$$V_j \cdot x / 100 = FS$$

hvor  $x$  er nedbrytningsraten i % per år. Hvis arealet  $A_j$  av avfallshaugen er konstant er  $V_j = A_j \cdot h_j$  fåes for likevektstykkelser  $h_j$

$$h_j = FS / A_j \cdot 100 / x$$

I Tabell 6.1 under presenteres beregnede verdier av  $h_j$  for ulike nedbrytningsrater ( $x$ ) og ulike verdier for  $FS/A_j$ . Den tid det vil ta for å bygge opp 60, 80 og 99% av likevektstykkelser er også gitt som henholdsvis T60, T80 og T99. Det framgår av Tabellen at det vil ta ca. 50 år eller mer

å nå 99% av likevektstykkelelse. 60% av likevektstykkelelse kan for høye nedbrytningsrater nåes etter ca. 5 år. En bør merke seg at likevektstykkelelsen kan være mindre hvis avfallshaugen har en tendens å sige ut. En vil da isteden få et større areal på haugen. Oppbygningstidene påvirkes i dette eksemplet imidlertid ikke av et eventuelt utsig siden nedbrytningsraten er antatt å være proporsjonal med volumet  $V_j$ . Sedimentets flyteegenskaper (bestemt ved viskositeten), sedimenthaugens høyde, bunntopografien og eksterne krefter (indusert av vannbevegelser over haugen) vil bestemme utsiget av sediment.

Tabell 6.1. Likevektstykkelelse  $h_j$  av sedimenthaugen under et oppdrettsanlegg som funksjon av årlig nedbrytningsrate ( $x$ ) og størrelsen av den spesifikke organiske belastningen ( $FS/A_j$ ) samt tiden det tar å oppnå 60, 80 og 99% av likevektstykkelelsen (henholdsvis T60, T80 og T99).

x (%)	FS/A <sub>j</sub> (Tonn/m <sup>2</sup> /år)			T60 (år)	T80 (år)	T99 (år)
	0.01 $h_j$ (m)	0.05 $h_j$ (m)	0.10 $h_j$ (m)			
2	0.49	2.43	4.9	25	78	224
4	0.24	1.22	2.4	12	39	112
6	0.16	0.81	1.6	8	26	75
8	0.12	0.61	1.2	6	20	56
10	0.10	0.49	0.97	5	16	45
12	0.08	0.41	0.81	4	13	37
14	0.07	0.35	0.69	4	11	32
16	0.06	0.30	0.61	3	10	28
18	0.05	0.27	0.54	3	9	25
20	0.05	0.24	0.49	3	8	22

Til slutt kan en merke seg at det burde være mulig å bruke resultatene i Tabell 6.1. for å bestemme nedbrytningsrater i sedimenthauger hvis en har eksperimentelle data for tidsutviklingen av tilførseler av forspill og avfallshaugens topografi. For et typisk anlegg med  $FS/A_j = 0,05$  synes det å

etableres en likevektstykkelse av omlag 0,4 m (A. Ervik, pers. medd.). Fra Tabell 6.1 kan en slutte seg til at den årlige nedbrytningsraten (x) bør være omlag 10-12%. Dette må sees som et foreløpig estimat siden vi ikke har tatt hensyn til eventuelle effekter av utsig og/eller utsig i kombinasjon med beiting av bunndyr fra periferien.

## 7. MILJØEFFEKTER AV FISKEOPPDRETT.

### 7.1. INNLEDNING.

I Kap. 4.4 konstaterte vi at noe forenklet kan den vertikale fluksen  $F_c$  av partikulær karbon ned i bassengvannet beskrives vha. formelen

$$F_c = c \cdot v$$

hvor  $c$  er karbonkonsentrasjonen av organisk materiale og  $v$  er synkehastigheten. Våre resultater fra analysen av observert oksygenforbruk i terskelbassengene (Kap. 4.4) pekte klart på at topografiske forhold er sterkt bestemmende for oksygenforbruket og at følgelig effekter av lokal miljøbelastning (tilføres vanligen fjorden over terskeldypet - normalt overflatelaget) ikke i særlig grad påvirker oksygenforbruket i terskelbassengene. Vi fant at forklaringen til dette må være at den horisontale utvekslingen mellom kystvann og fjord, drevet av tidevann og tetthets-svingninger i kystvannet, er så intens at horisontale gradienter i partikkelkonsentrasjoner holdes små. Denne forklaringen støttes også sterkt av modellsimuleringene i Kap. 5.

Når det gjelder fiskeoppdrett i terskelfjorder er det av særlig interesse å beregne dels det direkte oksygenforbruket i avfallshaugene under oppdrettsanlegg, dels oksygenforbruket i bassengvannet grunnet marint organisk materiale produsert fra næringssalter som lekker ut fra avfallshaugene i eller under terskelnivået. Hvis den økte biologiske produksjonen gir opphav til en økning,  $dc$ , av konsentrasjonen av organisk materiale på terskelnivået vil en forvente en økning av fluksen av organisk materiale ned i terskelbassenget som er lik  $dF_c = dc \cdot v$ .

Effektene av et økt oksygenforbruk på oksygenforholdene i et terskelbasseng vil være avhengig av hvor godt bassenget blir forsynt med oksygen. For bassenger med allerede dårlige oksygenforhold i de dypeste vannlagene vil et økt oksygenforbruk medføre at de dårlige forholdene sprer seg oppover i vannsøylen. På den annen side vil et økt oksygenforbruk bety lite i et basseng hvor oksygenforsyningen er god og minimumsverdiene for

oksygenkonsentrasjonene er høye. Problemstillingen i dette prosjektet er nettopp å kvantifisere sammenhengen mellom miljøbelastningen fra fiskeoppdrett og miljøeffektene når det gjelder oksygenkonsentrasjonene i bassengvannet. Når slike sammenhenger kan beregnes er det mulig å utifra gitte regler for tillatt miljøpåvirkning å bestemme hvor mye fisk som kan oppdrettes under gitte produksjonsforhold i en gitt terskelfjord (dvs. bestemme terskel- bassengets bæreevne).

Modellen (Kap. 5) kan gi svar på hvordan midlere oksygenkonsentrasjon i bassengvannet vil avta for en gitt oppdrettsaktivitet. I et større perspektiv er det imidlertid lite tilfredsstillende å være nødt til å bruke en numerisk modell på hvert enkelt terskelbasseng hvor oppdrettsvirksomhet er planlagt eller allerede er i gang. Vi har derfor forsøkt å finne frem til forenklete metoder for å beregne bæreevnen til et terskelbasseng mht. fiskeoppdrett. Disse bør, i hvert fall for ukompliserte basseng, kunne brukes i stedet for modellsimuleringer.

I avsnitt 7.2 utvikles en forenklet metode for å bestemme hvordan fiskeoppdrett påvirker oksygenforbruket i en terskelfjords bassengvann. I avsnitt 7.3 viser vi hvordan metoden skall brukes i praksis. I 7.4 presenteres noen generelle modellberegninger av flukser av marint organisk materiale produsert fra næringsalter fra fiskeoppdrett. Deretter, i avsnitt 7.5, diskuterer vi forskjellige grenseverdier og kriterier på akseptable miljøeffekter som kan tenkes å bli brukt for å begrense belastningen forårsaket av fiskeoppdrett. Til sist vil det i 7.6 bli diskutert hvilke faktorer en bør ta hensyn til ved lokalisering av oppdrettsanlegg i fjorder (mht. miljøeffekter). Eksempel på resultat for de enkelte fjordene blir gitt i Appendiks.

## 7.2. TEORETISK DISKUSJON.

Oksygenkonsentrasjonene i bassengvannet avtar gjennom forbruk ved oksydering av organisk materiale og ammonium. Påfyll av oksygen skjer gjennom innstrømning av nytt bassengvann samt i viss grad gjennom vertikal diffusjon. Innstrømning av nytt bassengvann skjer når tettheten på kystvannet utenfor fjorden og over terskelnivået er høyere enn tettheten i bassengvannet. Tettheten på kystvannet i ett gitt nivå varierer både over

året og over kortere tidsskalaer. Innstrømming av nytt bassengvann vil derfor være intermittert (dette ble diskutert i Kap. 4) og innstrømming til nivåer like under terskelnivået vil skje oftere enn innstrømming til større dyp. Hvis påfyllningen av oksygen drøyer vil kritisk lave oksygenkonsentrasjoner kunne opptre, og da vanligvis først på de største dypene.

En økt tilførsel av organisk materiale til bassengvannet vil medføre et økt oksygenforbruk. Dette vil i sin tur medføre lavere minimumsverdier av oksygenkonsentrasjoner  $O_{2min}$  i bassengvannet. For bassenger med naturlig høye verdier av  $O_{2min}$  kan en tillate en økning av oksygenforbruket uten at kritisk lave oksygenkonsentrasjoner opptrer. For bassenger der det naturlig er dårlige oksygenforhold vil en økning av oksygenforbruket øke den vertikale utbredelsen av vannmasser med dårlige forhold.

For et gitt midlere oksygenforbruk i et terskelbasseng,  $dO_2/dt$ , kan en definere en tidsskala for oksygenforbruk  $T_o$  gjennom

$$(7.1) \quad T_o = O_{2n} / (dO_2/dt)$$

Hvis  $O_{2n}$  er oksygenkonsentrasjonen på instrømmende "nytt" bassengvann er  $T_o$  den tid det vil ta innen oksygenet er oppbrukt hvis ingen ytterligere oksygentilførsel skjer (stagnante forhold). For de fleste fjordbasseng kan en anta at  $O_{2n}$  er omtrent 6 ml/l. For fjorder med flere terskelbasseng i serie er det mulig at nytt bassengvann i de indre bassengene til dels utgjøres av gammelt bassengvann (med lavere oksygenkonsentrasjon) fra de ytre bassengene. Dette vil særlig kunne være tilfellet når de ytre tersklene er grunnere enn de indre.

Tiden det vil ta fra en fullstendig fornyelse av bassengvannet til oksygenkonsentrasjonen blir kritisk lav  $O_{2k}$  (2 ml/l) er

$$(7.2) \quad T_{ok} = (O_{2n} - O_{2k}) / (dO_2/dt)$$

Tabell 7.1. Beregnet midlere oksygenforbruk ( $dO_2/dt$ , ml/l/måned) og tetthetsreduksjon ( $d\rho/dt$ , kg/m<sup>3</sup>/mån), beregnet lengde av kritiske tid (Tok, måneder), beregnede verdier av R (kg/m<sup>3</sup>), observerte oksygenminima ( $O_{2min}$ , ml/l), forholdet L (m) mellom terskelbassengets volum og munningens areal samt type B (bølgebasseng) eller S (strålebasseng) av de ulike terskelbassengene. Sist gis målt oksygenforbruk (Oksf., ml/l/måned).

Fjord Navn	St.Nr	$d\rho/dt$	$dO_2/dt$	Tok	R	$O_{2min}$	L	Type	Oksf.
Kjødepollen	2	0.12	0.37	11	1.26	3.05	2200	B	0,36
	3	0.23	0.96	4.2	0.95	1.78	420	B	1,10
Syltefjorden	2	0.04	0.21	19	0.83	0	3450	B	
Syvdsfjorden	2	0.05	0.21	19	0.87	1.07	12800	B	
Gursken	2	0.32	1.10	3.6	1.15	3.65	1670	B	0,86
Ørstafjorden	2	0.03	0.12	34	1.09	2.32	59700	B	0,14
Austefjorden	2	0.07	0.24	17	1.19	0	10200	B	0,20
Sykkylvsfj.	2	0.78	1.71	2.3	1.82	5.85	655	B	
Ellingsøyfj.	2	0.75	0.47	8.5	6.4	5.44	1825	B	
	3	0.73	0.53	7.5	5.4	5.21	1900	B	
Stavsetfj.	1	0.24	0.18	22	5.3	5.02	44500	B	0,33
	2	0.15	0.40	10	1.51	4.50	1080	B	
Skodjevika	1	0.49	0.42	9.7	4.6	2.43	460000	S	0,52
Norangsfj.	2	0.09	0.47	8.5	0.81	0	4760	B	
Bjørkevika	2	0.15	0.59	6.8	1.00	0	6200	B	0,45
Samsfjorden	2	0.35	0.43	9.3	3.21	4.71	2000	B	0,32
Vatnefjorden	2	0.07	0.20	20	1.47	3.13	3150	B	0,16
	3	0.07	0.29	14	0.92	0.27	1390	B	0,24
Vestrefj.	1	0.66	1.80	2.2	1.47	3.94	190	B	1,46
Tomrefjorden	2	0.30	1.03	3.9	1.15	3.83	1270	B	1,12
Midsundet	2	0.27	0.55	7.3	1.96	5.17	2390	B	0,67
	3	0.07	0.41	9.8	0.71	4.00	1170	B	0,47
Tresfjorden	2	0.13	0.37	11	1.43	4.49	5320	B	0,31
Fannefjorden	2	0.28	0.40	10	2.86	5.43	13100	B	
Malmefjorden	3	0.23	0.45	8.9	2.08	2.60	13000	B	0,37
	4	0.15	0.40	10	1.46	2.84	620	B	
Averøy	2	0.54	0.97	4.1	2.23	3.14	3130	B	0,90
	3	0.27	0.41	9.9	2.70	3.06	11300	B	0,46
	4	0.28	0.52	7.7	2.17	3.64	25800	B,S	0,68
Bolgvågen	2	0.17	0.81	5.0	0.83	0.51	2270	B	0,87
Karihavet	2	0.97	1.70	2.4	2.29	5.89	13900	S	
	3	0.28	0.34	12	3.32	2.32	75900	B,S	0,28
Skålvikfj.	2	0.26	0.46	8.7	2.25	6.00	11400	B	
	3	0.68	0.97	4.1	2.80	4.89	4330	B	
	4	0.60	1.13	3.6	2.11	2.01	1760	B	
Valsøyfj.	2	0.89	1.31	3.0	2.70	6.07	5460	B,S	
	3	0.38	0.84	4.8	1.82	5.80	27800	S	
	4	0.05	0.40	10	1.53	3.63	6790	S	
	5	0.09	0.24	16.5	1.45	2.44	29300	B	0,30
Åsgårdfj.	2	0.51	0.45	9.0	4.61	3.28	74200	B,S	0,40
Hamnesfj.	2	0.09	0.18	22	1.94	2.34	283000	B,S	0,20
Mjosundet	2	0.13	0.42	9.5	1.25	0.74	10900	B	
Kalvelandsv.	2	0.60	0.68	5.9	3.55	2.46	15300	B	0,63
Årvågfj.	2	0.08	0.30	13	1.01	3.12	9150	B	0,26



I Tabell 7.1 presenteres de beregnede kritiske tidene Tok for terskelbassengene. Ved beregningene er Lign. (4.2) for oksygenforbruk blitt brukt. Korteste kritiske tiden har Vestrefjorden med 2,2 måneder. Ørstafjorden har den lengste med nesten 3 år. Siden der også er diffusiv transport av oksygen ned i terskelbassengene vil den kritiske tiden i praksis være litt lengere enn den som gis i tabellen. Hvis kritisk lave oksygenkonsentrasjoner ikke skal opptre i et terskelbasseng må tiden mellom fullstendige vannutskiftninger være mindre enn Tok.

Midlere tetthetsreduksjon R i løpet av tiden Tok er

$$(7.3) \quad R = \text{Tok} \cdot d\rho/dt$$

hvor uttrykket for raten av midlere tetthetsendring  $d\rho/dt$  i Kap. 4.4 kan benyttes for beregning av R. Ved beregningen av  $d\rho/dt$  for de forskjellige terskelbassengene har vi brukt den vertikale sjiktningen målt under de 5 toktene. Midlere verdier av R og  $d\rho/dt$  er presentert i Tab. 7.1 hvor vi også har angitt om bassenget er bølge- eller strålebasseng. Der er kun tre basseng som er strålebasseng for alle målte sjiktninger. 5 av bassengene skifter mellom å være stråle- og bølgebasseng.

Det er åpenbart at til større tetthetsminskning R en har i løpet av tiden Tok desto større er sansynligheten for en fullstendig vannutskiftning innen tiden Tok er løpt ut. Vi forventer derfor at dårlige oksygenforhold i terskelbasseng vil være knyttet til lave R-verdier. I Fig. 7.1 har vi plottet beregnete R mot observerte  $O_{2\min}$  (data er også presentert i Tab. 7.1). Skodjevika (S12) er utelatt fra figuren da dette bassenget har en R-verdi som er mer enn dobbelt så høy som nest største verdi. Slik som forventet opptrer lave oksygenkonsentrasjoner fortrinnsvis for lave verdier av R. Siden vi har målinger fra en periode som for de fleste terskelbasseng er vesentlig kortere enn Tok, er de minimumsverdier av oksygenkonsentrasjonene som vi har observert ikke nødvendigvis de laveste som kan forekomme. I våre data vil det derfor for hvert intervall av R-verdier være en spredning av  $O_{2\min}$ - verdiene. Fra Fig. 7.1 slutter vi oss til at oksygenfrie forhold på største dyp kan forventes å opptre hvis R er mindre enn ca.  $4/3$ . Vi benevner  $R=R_0=4/3$  ( $\text{kg/m}^3$ ) for nullverdien av R.

Tiden Tok er den tid det vil ta før dypvannet har forbrukt 4 ml  $O_2/l$ . Tok er spesifikk for hver enkelt basseng i upåvirket tilstand. Tetthetsreduksjonen i løpet av tiden Tok er  $R=Tok \cdot d\rho/dt$ . Fra Fig. 7.1 ble det bestemt at  $O_{2min}=0$  hvis  $R=R_0=4/3$ . Dette innebærer altså at hvis  $R=R_0$  vil vannet bli utskiftet akkurat når oksygenforbruket er 6

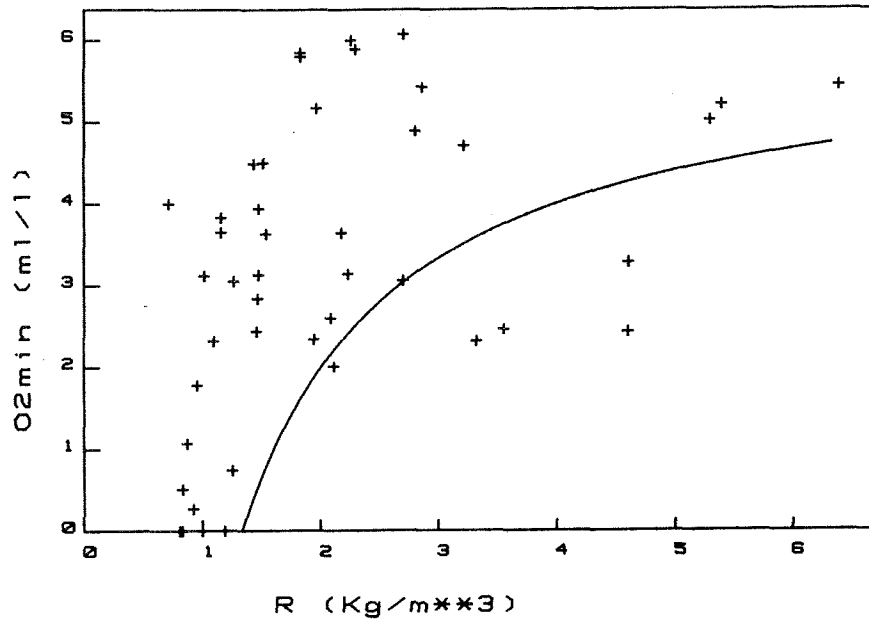


Fig. 7.1 Observert minimumskonsentrasjon av oksygen som en funksjon av parameteren R (se tekst for definisjon). Den heltrukne linjen viser forventede  $O_{2min}$  som funksjon av R (Lign. (7.4)).

ml/l. I basseng hvor  $R > 4/3$  vil vannet bli utskiftet før oksygenforbruket er 6 ml/l og omvendt hvis  $R < 4/3$ . Vi antar at bassengvannet vil bli utskiftet når tetthetsreduksjonen siden seneste utskiftning er lik  $4/3$ . Generellt bør da vannet bli utskiftet  $R/R_0$  ganger i den tid det tar før det samlede oksygenforbruket (regnet fra et gitt tidspunkt) er 6 ml/l.  $R/R_0$  er slik et mål på frekvensen av vannutskiftet. Tidsskalaen for utskiftning skulle således være proporsjonal med  $R_0/R$ . Oksygenforbruket mellom to vannutskiftninger blir derved  $6 \cdot R_0/R$ . Minimumsverdien av oksygenkonsentrasjonen ( $O_{2min}$ ) er lik startverdien (6) minus forbruket ( $6 \cdot R_0/R$ ), dvs.  $O_{2min} = 6 - 6 \cdot R_0/R$  eller

$$(7.4) \quad O_{2min} = 6 \cdot (1 - R_0/R)$$

For  $R < R_0$  er  $O_{2min} < 0$ . Negative oksygenkonsentrasjoner kan omregnes til hydrogensulfidkonsentrasjoner. Kurven for  $O_{2min}$  etter (7.4) er inntegnet i Fig. 7.1 for  $R > R_0$ . Vi ser f.eks. at  $R=2$  gir  $O_{2min} = 2\text{ml/l}$ . Merk at nullverdien for  $R$  muligens kan variere fra region til region.

Det er tilfredsstillende å notere at det kun er fire observasjonspunkter som ligger vesentlig under kurven. Det er Skodjevika st. 1 samt Karihavet st. 3, Åsgårdfjorden st. 2 og Kalvelandsv. st. 2. De tre førstnevnte har det felles at terskeldypet er lite og at forholdet  $L$  mellom terskelbassengets volum og munningens areal er større enn 70000 (m), se Tab. 7.1. Det virker som om nullverdien av  $R$  ( $R_0$ ) er større for disse tre bassengene. Vi ser at også Hamnesfjorden st. 2 i tillegg til en grunn terskel også har meget høy  $L$ -verdi. Siden Tok er omtrent 2 år for dette bassenget er det trolig at den  $O_{2min}$ -verdi som vi har observert ikke er den laveste som kan opptre. Formodentlig kan  $O_{2min}$  i Hamnesfjorden nærme seg 0  $\text{mlO}_2/\text{l}$ . Det fjerde bassenget som ligger under kurven i Fig. 7.1 er Kalvelandsv. st. 2. Formen på munningen til dette bassenget er meget uregelmessig og 60% av munningsarealet er grunnere enn 2,5 m. Ved beregningen av energioverføringen til indre bølger antas implisitt at formen på munningen er rektangulær med dypet lik terskeldypet og bredden lik munningsarealet dividert med terskeldypet. For dette bassenget blir derfor den estimerte energioverføringen til indre bølger og turbulens i dypvannet derved overestimert. I Stigebrandt og Aure (1989) ble det vurdert at energitilførselen til dette bassenget er ca. 50% av det som skulle vært normalt, med en "normal" munning. Hvis vi tar hensyn til dette får vi  $R$  omtrent lik 1,8 og derved skulle også dette bassenget ligge over kurven i Fig. 7.1.

En bør understreke at Lign. (7.4) beskriver de dårligste forholdene på største dyp (oksygendataene er fra ca. 10 m over største bunndyp). Høyere opp i terskelbassengene vil en normalt finne høyere oksygenkonsentrasjoner. Det er imidlertid blitt antatt at det er de dårligste forholdene som skal være dimensjonerende ved beregningen av effekten av fiskeoppdrett på bassengvannet, se Kap. 7.5. En bør også understreke at for anoksiske forhold vil Lign. (7.4) gi for høye negative verdier av  $O_{2min}$  siden den bakterielle nedbrytingen av organisk materiale er langsommere ved anoksiske forhold. Dette vil også gi seg uttrykk i lavere konsentrasjoner av hydrogensulfid (jf. Stigebrandt og Wulff, 1987). Ligningen for midlere

oksygenforbruk i bassengvannet (Kap. 4.4) vil imidlertid fortsatt være gyldig så lenge som hydrogensulfidholdig vann bare fyller opp en mindre del av terskelbassenget. (En kan kanskje spørre hvorfor ikke buffringseffekten av nitrat formelt kommer inn i beregningene. Anledningen til dette er at vi bruker faktiske observasjoner av oksygenkonsentrasjoner. Hvis vi observerer  $O_2=0$  og bruker dette for å bestemme det empiriske  $R_0$  har vi derfor fått med nitratets buffrende effekt.)

Siden de data vi har brukt for å bestemme  $R_0$  er fra en begrenset periode kan vi ikke være helt sikre på at  $R_0$  bestemt fra data fra en annen periode ville gitt nøyaktig samme resultat. Det er i første rekke tetthetsendringenes karakter utenfor fjordene i tidsrommet før målingene som kan påvirke  $R_0$ . Vi har studert amplitude og varighet av tetthetsendringene i ulike dyp i årene nærmest vår måleperiode og konstaterer at de ser ut til å ligge innenfor det normale. Vi har derfor grunn for å tro at våre måledata er representative og at  $R_0$  er nær den "sanne" verdien.

Til slutt konstaterer vi at den empiriske relasjonen (7.4) beskriver godt sammenhengen mellom  $O_{2min}$  og  $R$  for basseng med ukompliserte munninger og med  $L < 70000$  (m) hvor  $R_0$  er blitt bestemt til å være lik  $4/3$ . For basseng med  $L > 70000$  er  $R_0$  større.

#### Bruk av tallet $R$ for vurdering av oksygenforholdene i bassengvannet.

I Kap. 4.4. viste vi at midlere oksygenforbruket i et terskelbasseng med middeldypet  $H_b$  er (Lign. (4.2))

$$dO_2/dt = 2.43 \cdot F_c / H_b$$

hvor  $F_c$  er fluksen av organisk materiale ned i bassenget. Vi kan da skrive (7.3) på følgende måte

$$(7.5) \quad R = (O_{2n} - O_{2k}) \cdot d\rho/dt / (2.43 \cdot F_c / H_b)$$

Oppdrettsvirksomhet vil ikke påvirke hverken  $O_{2n}$  (oksygenkonsentrasjonen av "nytt" instrømmende bassengvann) eller  $d\rho/dt$ .  $R$ -verdien for et terskelbasseng kan da endres kun ved en endring av fluksen  $F_c$  av organisk materiale ned i terskelbassenget. Vi vil bruke formelen (7.5)

for å beregne endring av R når vi kjenner endringen i  $F_c$ . Vi kan deretter bruke formelen (7.4) for å beregne den forventede endringen av  $O_{2min}$ .

### 7.3. BEREGNING AV OKSYGENFORBRUKET FORÅRSAKET AV FISKEOPPDRETT.

Den numeriske modellen beregner den vertikale fluksen av organisk materiale ned i terskelbassenget. Det har vist seg ved modellsimuleringer at utslipp av næringssalter i overflatelaget normalt ikke gir opphav til målebare økninger i fluksen av organisk materiale ned i terskelbassengene (se avsnitt 7.4). Årsaken til dette er sannsynligvis at næringssaltutslipp til overflatelaget som gir opphav til økt biomasse (organisk materiale) i vannlaget nærmest overflaten transporteres ut av fjorden før det alt har sunket ned til terskelnivået (pga. store horisontale tetthetsdrevne vannutvekslinger drevet av intermediær og estuarin sirkulasjon og pga. relativt lav synkehastighet hos marint organisk materiale). Dette er i overensstemmelse med de konklusjoner vi dro i Kap. 4.4 fra analysen av oksygenforbruket i terskelbassengene. Utslippene av næringssalter direkte fra fisken i mærene kan slik gi opphav til økt biomasse i øvre vannlag men denne vil normalt ikke belaste dypvannet.

Et estimat av den naturlige fluksen av organisk materiale ned i bassengvannet kan fåes ved hjelp av formelen gitt i Kap. 4.4. Pr år og kvadratkilometer kan en forvente følgende vertikale fluks  $F_c$  av organisk karbon

$$F_c = 64,6 - 0,84 \cdot H_t \quad (\text{tonn C/km}^2/\text{år})$$

hvor  $H_t$  er terskeldypet. For å oksydere marint organisk materiale som inneholder 1 tonn organisk karbon går det med ca. 3,5 tonn oksygen. Det naturlige oksygenforbruket FON under nivået  $H_t$  kan da forventes å være

$$(7.6) \quad \text{FON} = A_t \cdot (225 - 2,9 \cdot H_t) \quad (\text{tonn O/år})$$

hvor  $A_t$  er terskelbassengets areal i kvadratkilometer.

Når en skal beregne det økte oksygenforbruket i bassengvannet pga. fiskeoppdrett bør en ifølge Kap. 6.2 utgå fra mengden organisk materiale V som er akkumulert i avfallshaugene. En viss brøkdel  $x$  blir nedbrutt for

hvert år. For det direkte oksygenforbruket i avfallshaugen FOFP får en da

$$(7.7) \quad \text{FOFP} = V \cdot 1,8 \cdot x \cdot y \quad (\text{tonn O/år})$$

hvor V er uttrykket i tonn og y er den brøkdel av nedbrytningen som er oksisk (1-y er anoksisk). I følge Kap. 6.2 er størrelsen av y usikker men vi estimerte y til omlag 0,3. Lekkasje av fosfor og nitrogen fra haugen er

$$\text{PS} = V \cdot 0,010 \cdot x \quad (\text{tonn P/år})$$

$$\text{NS} = V \cdot 0,070 \cdot x \quad (\text{tonn N/år})$$

Nitrogenet kommer ut i vannsøylen som ammonium. Oksydasjon av denne gir et oksygenforbruk FOFAMM som er

$$(7.8) \quad \text{FOFAMM} = 4,57 \cdot \text{NS} = V \cdot 0,32 \cdot x \quad (\text{tonn O/år})$$

Det kan også være lekkasje fra haugene av andre lettløslige og lettoksyderte kjemiske forbindelser (f.eks. hydrogensulfid). Vi kjenner ikke størrelsen av denne lekkasjen. En er i viss grad gardert gjennom å bruke en litt forhøyet y-verdi (0,3).

De utlekkende nærings saltene kan gi opphav til marin biomasse. Den maksimale størrelsen av denne er (uttrykket i karbon)

$$\text{POCS} = V \cdot 0,010 \cdot x \cdot 41 \quad (\text{tonn C/år})$$

for å oksydere denne kreves

$$\text{FOFS} = V \cdot 0,010 \cdot x \cdot 41 \cdot 3,47 \quad (\text{tonn O/år})$$

Totale oksygenforbruket i terskelbassenget på grunn av avfallshaugen fra fiskeoppdrett FOF skulle da være

$$\text{FOF} = \text{FOFP} + \text{FOFAMM} + b \cdot \text{FOFS} = V \cdot x(1,8 \cdot y + 0,32 + 1,42 \cdot b)$$

hvor b er den brøkdel av POCS som blir oksydert i terskelbassenget. Vi har brukt den numeriske fjordmodellen for å bestemme b som funksjon av dypet på avfallshaugene. Det viser seg at b er uhyre liten og i praksis kan en sette

b lik null. Derved vil FOF være tilnærmet lik FOF<sub>P</sub>+FOF<sub>AMM</sub>. En har således for oksygenforbruket fra fiskeoppdrettsvirksomhet

$$(7.9) \quad FOF \approx V \cdot x(1,8 \cdot y + 0,32) \quad (\text{tonn O/år})$$

Da en skal utnytte disse resultatene for å beregne en ny R-verdi er det bekvemt å oversette oksygenforbrukene i termer av  $F_c$  og  $dF_c$ . Dette kan gjøres ved å benytte at

$$dF_c/F_c = FOF/FON$$

slik at

$$dF_c = F_c \cdot FOF/FON$$

Den nye R-verdien for fjorden med fiskeoppdrett,  $R_f$ , kan beregnes fra (7.5) med den "nye"  $F_c$ -verdien lik  $F_c + dF_c$ . En kan da skrive

$$R_f/R = F_c/(F_c + dF_c) = 1/(1 + FOF/FON)$$

eller

$$(7.10) \quad R_f = R/(1 + FOF/FON)$$

hvor FOF er gitt av Lign. (7.9) og FON er gitt av Lign. (7.6).

I spesialrapportene blir  $R_f$  beregnet for hvert enkelt fjordbasseng (se eksempel på en spesialrapport i Appendiks, sist i denne rapporten). I tabell vil  $R_f$ -verdier bli vist for ulike størrelser på VD (vekten av akkumulert avfall under terskeldypet). Vi vil også presentere beregnede  $O_{2min}$ -verdier fra Lign. (7.4). For å ta hensyn til at det er en langsommere nedbrytingsrate ved negative oksygenkonsentrasjoner (hydrogensulfid) vil vi halvere de negative  $O_{2min}$ -verdiene. Midlere oksygenforbruksrate i terskelbassenget ( $dO_2/dt$ ) vil ikke bli særlig påvirket så lenge som hydrogensulfidholdig vann bare fyller opp en mindre del av terskelbassenget. For beregningene vil vi bruke  $x=0,1$  og  $y=0,3$ .

Det bør gjøres klart at R-metoden for å bestemme effektene av fiskeoppdrett på terskelbassengets oksygenforhold forutsetter at oksygenforbruket er fordelt vertikalt på omtrent samme måte som det naturlige oksygenforbruket. Hvis en forholdsvis stor andel av avfallet skulle ligge

på større dyp ville effektene bli større og omvent om avfallet ligger forholdsvis høyt opp i terskelbassenget. En bør også gjøre klart at hvis avfallshaugene fjernes ved hjelp av strømsettere eller lignende vil dette dels kunne medføre at det organiske materialet vil sedimenteres på større dyp og dels at nedbrytningsraten (x) kan øke dramatisk. Dette ville kunne lede til en meget rask reduksjon av oksygenkonsentrasjonen i et basseng. For å forhindre naturlig spredning av avfallshaugene til større dyp bør en tilse at haugene blir plassert i områder hvor det er rolige strømforhold ved bunn (på såkalte sedimentasjonsbunner, jf. Kap. 7.6). Dette behøver naturligvis ikke bety at det er rolige strømforhold oppe i fiskeoppdrettet (mærene).

#### 7.4. MODELLBEREGNINGER AV SEDIMENTASJON AV MARINT ORGANISK MATERIALE NED I TERSKELBASSENG.

Det direkte oksygenforbruket pga. nedbrytning av organisk materiale i avfallshauger under oppdrettsanlegg i terskelbasseng ble beregnet med den forenklete metoden (R-metoden) i Kap. 7.3. Vi vil her benytte den numeriske modellen for å beregne produksjonen av marint organisk materiale i fjorder grunnet næringssaltutslipp dels direkte fra fisken, dels fra avfallshauger på bunnen. Vi vil spesielt beregne hvor mye av dette materialet som vil synke ned i terskelbassenget. Økningen av fluksen av marint organisk materiale vil gi opphav til en tilsvarende økning av oksygenforbruket i terskelbassenget.

##### Effekter på terskelbassenget av utslipp i overflatelaget.

For å demonstrere effekter av økete næringssaltutslipp har vi latt modellen simulere Ørstafjorden (jf. Kap. 5.6) med ulike tilførsler av plantenæringssalter (fosfor). Disse simuleringer er utført slik at en har multiplisert den beregnete (nåværende) tilførselen (ca. 12 tonn P/år) med 0 (ingen tilførsel), 1 (beregnet tilførsel) samt med 3 og med 10. Midlere konsentrasjon i løpet av året av OP (marint organisk materiale) på noen dyp for de forskjellige simuleringene er gitt i Tabell 7.2. En kan se at selv en økning av næringssalttilførselen til overflatelaget med en faktor 10 vil, under terskeldypet, bare øke OP med ca. 6% (fra 0,085 til 0,090 mmol/m<sup>3</sup>). Sedimentasjonen av organisk materiale ned i terskelbassenget vil følgelig også øke med bare 6%. Årsaken til dette er den intense



vannutskiftningen over terskeldypet (25 m). Til sammenligning kan nevnes at den beregnede fosfortilførselen til Ørstafjorden (ca. 12 ton/år) tilsvarer samme utslipp som fra en årsproduksjon på ca. 2000 tonn laksefisk (utslipp direkte fra fisken, se Kap. 6.2). De små økningene av planktonen vil få i overflatelaget vil normalt ikke påvirke siktedypet i særlig omfang. I ekstreme tilfeller med en årsproduksjon av ca. 400 tonn laksefisk pr kvadratkilometer av fjorden ( $\approx 6000$  tonn) vil minste siktedyp sommerstid i Ørstafjorden kunne bli redusert med 15-20% (middel over fjordbassenget).

Effekter på terskelbassenget av økt utslipp av plantenæringssalter under terskelnivået.

Modellen har simulert effekter av utlekkete næringssalter fra avfallshaugene under fiskeoppdrettsanlegg. Igjen er Ørstafjorden valgt som demonstrasjonsfjord. I Tabell 7.3 vises beregningsresultatene når 20 tonn P/år har fått lekke ut fra følgende dybdeintervall: 18-22, 28-32 og 38-42 m. En kan se fra tabellen at de økte næringssalttilskuddene stort sett ikke medfører noen økt sedimentasjon av marint organisk materiale til dypvannet.

Tabell 7.2. Årsmiddel av OP ( $\text{mmol/m}^3$ ) i Ørstafjorden på forskjellige nivå ved ulike næringssalttilførsler. F.eks. tilførselsfaktor = 1 betyr normal tilførsel (ca 11,7 tonn/år).

Dyp (m)	Tilførselsfaktor			
	0	1	3	10
0	0,047	0,052	0,062	0,092
10	0,136	0,138	0,142	0,155
20	0,099	0,100	0,102	0,107
30	0,084	0,085	0,086	0,090
40	0,072	0,073	0,074	0,078
50	0,056	0,057	0,057	0,060

Årsaken til dette er sansynligvis at det allerede er nok med plantenæringssalter i nedre del av fotisk sone (produksjonslaget) og at tilgang til lys er det som begrenser produksjonen i denne delen av produksjonslaget. En årlig lekkasje av 20 tonn fosfor fra avfallshauger tilsvarer omtrent det

som kommer ut fra 20000 tonn organisk materiale i avfallshauger. Så mye materiale kan opphopes etter mer enn 10 års drift med en årlig fiskeproduksjon på 4000 tonn med forfaktor 1,5 og med en årlig nedbrytningsrate på ca. 10% i avfallshaugene (jf. Kap. 6.2).

#### Kommentarer til utslippssimuleringene.

Det er helt klart at rimelige store utslipp av plantenæringsalter enten i overflatelaget eller på dyp til ned langt under terskeldypet ikke vil medføre noen økning av betydning av fluksene av marint organisk materiale ned i terskelbasseng. Fraværet (stort sett) av økt sedimentasjon ned i terskelbasseng skyldes, når det gjelder overflateutslipp, en intens horisontal utveksling i kombinasjon med at synkehastigheten på det organiske materialet er lav slik at før det organiske materialet har sunket ned til terskelnivået er det allerede transportert ut av fjorden. Midlere vertikalhastigheten pga. tetthetsdreven innstrømning (f.eks. ca.  $40 \text{ m}^3/\text{km}^2/\text{s}$  i Ørsta-fjorden) er omtrent 3,5 m/døgn som er omtrent det dobbelte av midlere synkehastigheten for organisk materiale. I mange andre fjorder vil den tetthetsdrevne vertikalhastigheten kunne være 8-9 m/døgn. Dette gjør at forholdene over terskeldypet inne i fjorden alltid vil være omtrent som i kystvannet. Det er normalt ikke mulig å etablere horisontale gradienter av betydning i fjorder med stor horisontal vannutskiftning. Når det gjelder utslipp av næringsalter i eller under terskelnivået vil ikke disse gi en forhøyet produksjon av marint organisk materiale siden det åpenbart er lyset, og ikke tilgangen på næringsalter, som er den begrensende faktor for planktonvekst i nedre del av fotiske sonen.

Konsekvensen av disse resultatene når det gjelder miljøeffekter på terskelbasseng av fiskeoppdrett er at det normalt ikke vil bli noen økt belastning av betydning på det lokale terskelbassenget av marint organisk materiale som er produsert ved hjelp av plantenæringsalter som kommer ut fra fisken eller ut av avfallshauger under anleggene. Midlere reduksjon av siktedypet i overflatelaget vil normalt være beskjedent.

De eneste effektene av betydning av fiskeoppdrett på det lokale terskelbassenget er det direkte oksygenforbruket ved nedbrytningen av avfallshauger som ligger nede i terskelbassenget samt oksygenforbruket ved oksydering av ammonium som lekker ut av haugene.

Tabell 7.3. Årsmiddel av OP (mmol/m<sup>3</sup>) i Ørstafjorden på forskjellige nivå ved årlig lekkasje av 20 tonn P (fosfor) fra avfallshauger på noen ulike dyp.

-----			
Avfallshaugen på dypintervall (m)			
Dyp (m)	18-22	28-32	38-42
-----			
0	0,053	0,053	0,053
10	0,141	0,140	0,140
20	0,102	0,101	0,101
30	0,086	0,085	0,085
40	0,074	0,073	0,073
50	0,057	0,057	0,057
-----			

## 7.5. DISKUSJON AV KRITERIER FOR AKSEPTABLE MILJØEFFEKTER.

Som vist tidligere i denne rapporten er det nå mulig, både ved hjelp av numerisk fjordmodell og, for de fleste fjorder, ved hjelp av enkle modeller, å beregne størrelsen av de miljøeffekter en gitt fiskeoppdrettsvirksomhet vil kunne gi opphav til i bassengvannet til en terskelfjord. Vi har gjennomført, og i Kap. 8 blir presentert eksempel på, slike beregninger for de ulike fjordbassengene i dette prosjekt. Prosjektet skulle derved formelt være sluttført. Der er imidlertid av interesse å diskutere hvilke kriterier for tillatt miljøpåvirkning som kan være rimelige å bruke. Valget av slike kriterier er jo helt avgjørende for hvor stor fiskeproduksjon som vil bli tillatt i en gitt fjord.

Det er ofte ikke mulig å finne brukbare "naturlige" grenseverdier. Når det gjelder oksygen er det imidlertid ofte pekt på at for konsentrasjoner lavere enn 2 ml/l begynner en rekke høyere organismer å få problemer med oksygenforsyningen. Under konsentrasjonen 1 ml/l er det kun et fåtall organismer som overlever.

Fra den målte fordelingen av oksygenminima i fjordbassengene i dette prosjektet ser vi (Kap. 4.4) at nesten en fjerdedel av bassengene hadde minimumsverdier lavere enn 2 ml/l. Dessuten er det i ytterligere endel bassenger hvor det ble målt høyere minimumsverdier, men som trolig periodevis naturlig kan ha lavere oksygenkonsentrasjoner. I følge analysen i det tidligere avsnittet er det stor sannsynlighet for at alle fjordbassenger med  $R < 2$  til tider kan ha oksygenkonsentrasjoner lavere enn denne grenseverdien.

Skulle en nå velge at de minste oksygenkonsentrasjonene i bassenget ikke må være lavere enn 2 ml/l nær bunnen, ville en stor del av bassengene falle bort som mulige for fiskeoppdrett over dype områder (dypere enn ca. 5-10 m under terskeldypet, jf. Kap. 7.6). I dette tilfelle er det kun bassenger med  $R > 2$  som ville vært aktuelle for oppdrett over dype områder. Disse kriteriene er kanskje ikke mulig å følge. Som diskutert i Kap. 7.2 vil de fleste av bassengene med  $R < 4/3$  ( $O_{2min} \approx 0$ ) ha gode oksygenforhold ett stykke opp i vannsøylen. Det som vil skje hvis en øker fluksen av organisk materiale ned i et slikt basseng er at området nær bunn med høy risiko for

dårlige oksygenforhold vil spre seg oppover. En økt del av terskelbassengets volum vil derfor, i det minste periodevis, få dårligere oksygenforhold.

Det er ofte blitt anført at hvis en bruker en fjord med lave oksygenkonsentrasjoner og belaster bassengvannet med mere organisk materiale kan en risikere at hydrogensulfid kan komme opp i overflatelaget i en periode når bassengvannet blir utskiftet. Modellberegninger fra endel fjorder viser imidlertid at risikoen kun er stor når en stor del av terskelbassenget naturlig inneholder vann med hydrogensulfid. Hvis det bare er en mindre del av bassengvannet som inneholder hydrogensulfid vil dette, i en situasjon med fornyelse av bassengvannet, bli oksydert før det når opp til terskelnivået.

## 7.6 DISKUSJON AV HØVELIGE LOKALITETER MHT. MILJØEFFEKTER.

Fra resultatene foran er det klart at det har stor betydning for miljøeffektene hvor fiskeoppdrettsanlegg lokaliseres i en fjord.

Oppdrett over såkalte **grunne områder** (dyp ned til 5-10 m under terskeldypet) gir avfallshauger som påvirker vannmasser med stor vannutskiftning forårsaket av intermediære strømmer och tidevann. Nedbrytningen av avfallshaugene og de direkte tilførselene fra fisken vil som regel bare i ubetydelig grad belaste bassengvannet i fjorden. Ved oppdrett over **dype områder** (dypere enn 5-10 m under terskeldypet) vil nedbrytningen av avfallshaugene belaste bassengvannet (økt oksygenforbruk).

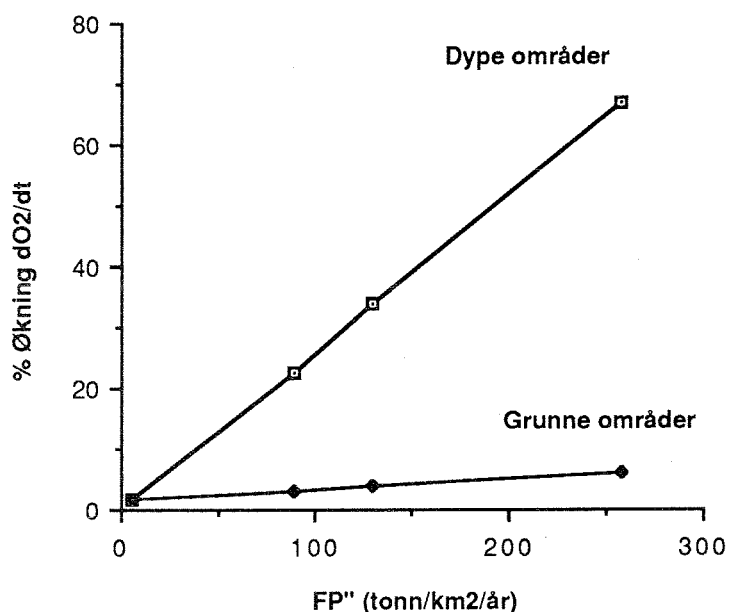


Fig. 7.2. Eksempel på økningen av oksygenforbruket ( $dO_2/dt$ ) i et fjordbasseng som en funksjon av fiskeproduksjonen ( $FP''$ ) over grunne og dype områder.

Det er derfor viktig å skille mellom oppdrett over **grunne og dype områder** i fjorden (jf. Kap. 7.4). Fig. 7.2 viser et eksempel på hvordan oksygenforbruket ( $dO_2/dt$ ) i bassengvannet påvirkes av fiskeproduksjonen pr. flateenhet pr. år ( $FP''$ ) ved lokalisering av oppdrettsanlegg over dype og grunne områder. Vi ser at effekten er vesentlig mindre ved lokalisering

over grunne områder i fjorden. F.eks. 100 tonn/km<sup>2</sup> pr.år over grunne områder gir ca 2% økning av oksygenforbruket i bassengvannet mens oppdrett over de dype områdene resulterer i en økning på ca 25%.

Fjorder med prosentvis store arealer over terskeldyp og/eller høye R-verdier (se under) vil derfor i utgangspunktet være mest høvlige mht. fiskeoppdrett. I hver spesialrapport (Delrapport 3.II "Terskelfjordrapporten" - Fjordrapportar) er det presentert i grafisk form hvordan fjordens areal varierer med dypet (se eksempel i Appendiks). Fra en slik kurve er det lett å bestemme hvor stort samlet areal de grunne områdene utgjør. I Fig. 7.3 er prosentandelen av arealet over terskeldyp plottet mot terskeldypet for alle de undersøkte fjordbassengene i undersøkelsen. Som ventet avtar arealet over terskeldypet med redusert terskeldyp, men vi ser også at det er store forskjeller mellom fjordene.

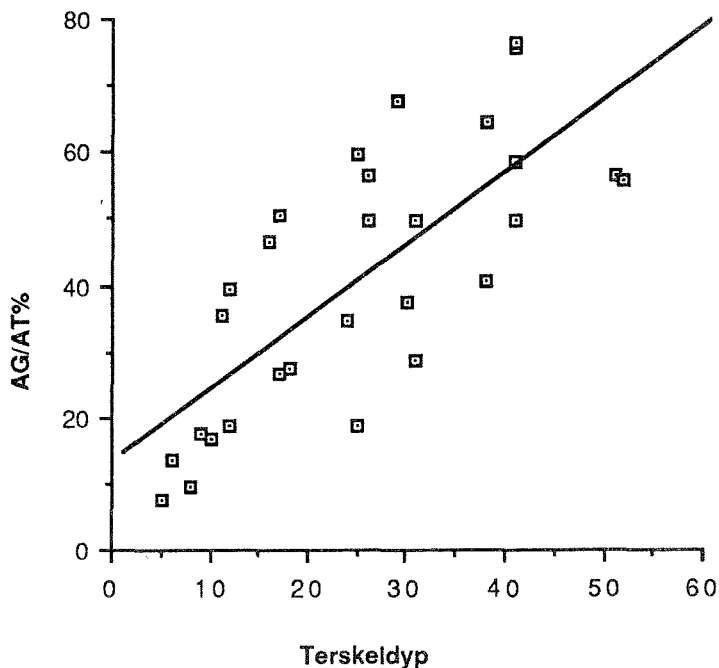


Fig. 7.3. Sammenhengen mellom prosentvis arealandel (AG/AT %) over terskeldypet og terskeldypet for de undersøkte fjordene i Møre og Romsdal.

Ved lokalisering av anleggene i grunne områder er det viktig at avfallshaugene (forrestene) deponeres på såkalt "sedimentasjonsbunn", hvor naturlige fysiske prosesser ikke fjerner sedimentene. Erosjonsbunn er det motsatte av sedimentasjonsbunn. Slike finner en særlig i trange og grunne sund hvor strømhastigheten til tider kan være høy. Den enkleste måten å

finne ut om en bunn er erosjons- eller sedimentasjonsbunn er å ta bunnprøver. Er bunnen hard (grov sand, grus og fjell) er det som regel erosjonsbunn og er den "myk" (fin sand, leire, slam) er det sedimentasjonsbunn. Under moderate strømforhold vil forspillet sedimenteres under og i umiddelbar nærhet av fiskeoppdrettsanlegget (Aure m. flere 1988). Dette er et resultat av den store synkehastigheten (10-16 cm/sek) på foret som vanligvis benyttes idag. (Til eksempel vil en forpartikkel transporteres ca 25 m vekk fra utslippspunktet med en strøm på 10 cm/sek og bunnndyp på 30 m). Det er således meget liten risiko for at forrester vil nå de dype områder av fjorden ved en fornuftig lokalisering av oppdrettsanlegget.

Ved lokalisering av fiskeoppdrett over de dype områder av fjorden (dypere enn terskeldypet pluss 5-10 m) er det viktig at avfallshaugene havner så høyt opp i bassengevannet som mulig. Dette fordi ventilasjonen av bassengevannet øker oppover mot terskeldypet. En må derfor bl.a. passe på at avfallshaugene blir plassert slik at de ikke kan skli utfor skrånende bunn. Det er også en selvfølge at en ikke sprer sedimenthaugene ut mot dypere vann ved hjelp av strømsettere og lignende. Slike inngrepp vil kunne medføre et umiddelbart og meget drastisk forhøyet oksygenforbruk i bassengevannet, som spesielt i små basseng med grunne terskler, vil kunne få alvorlige konsekvenser (jf. Kap. 7.3). Fig. 7.4 viser at fjorder med høye R-verdier (og høye  $O_{2min}$  verdier) i bassengevannet har en relativt mindre reduksjon av  $O_{2min}$  med økende fiskeproduksjon enn fjorder med lavere R-verdier. Det skal også større belastning til før  $O_{2min}$  verdiene reduseres til kritiske nivåer (f.eks. 2 ml/l). Dette viser at fjordbasseng med høye R-verdier har større bæreevne mht. fiskeproduksjon.

Gjennom direkte innsamling av forspill og fekalier kan en ved oppdrett over dype områder kraftig redusere belastningen på bassengevannet. Bassengvannets bæreevne mht. fiskproduksjon kan ved slike tiltak økes vesentlig. Reduksjon av forspillet (bedre forfaktor) vil selvfølgelig også bidra med å redusere belastningen. (I denne undersøkelsen er det benyttet forfaktor 1.5 i alle beregningene).

Effektene på f.eks. siktedypet, som følge av økt primærproduksjon i overflatelaget, er hovedsakelig en funksjon av næringssaltutslippene fra fisken selv og derfor stort sett uavhengig av om oppdrettet foregår over grunne eller dype områder. Midlere siktedypsreduksjon over fjorden vil



normalt være beskjedent selv med stor spesifikk produksjon (produksjon pr. flateenhet).

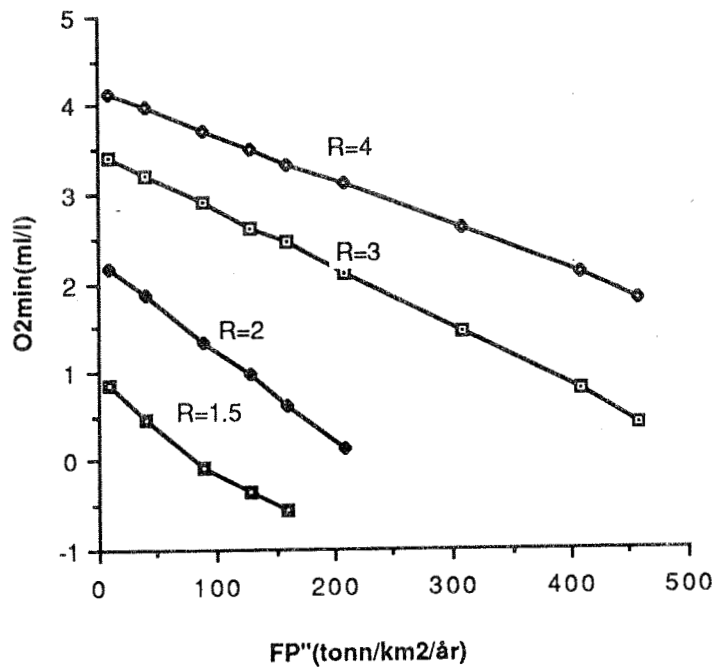


Fig. 7.4. Eksempler på reduksjon av  $O_{2min}$  (10 m over største dyp) ved en økt fiskeproduksjon i fjorder med forskjellig R-verdi.

## REFERENSER.

- Aksnes, D.L., Aure, J., Kaartvedt, S., Magnesen, T. og Richard, J., 1988: On the significance of advection for the carrying capacity of a fjord. (Subm. to Est., Coastal and Shelf Science).
- Aure, J., Ervik, A.S., Johannessen, P., og Ordemann, T., 1988: Resipient-påvirkning fra fiskeoppdrett i saltvann. Fisker Hav., Nr. 1. 93 pp.
- Aure, J. and Stigebrandt, A., 1989: On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords. Estuarine, Coastal and Shelf Science (in press).
- Aas, E., 1980: Relations between total quanta blue irradiance and Secchi disc observations in the Norwegian and Barents Seas. In Studies in Oceanography. (E.Hallden, ed.), Dept. of Oceanogr., Univ. of Copenhagen, Report no. 42.
- Erga, S.R. og Sørensen, K., 1982: Primærproduksjon februar - november 1981. Planteplanktonets biomasse og produksjon sett i relasjon til beitepress, hydrografi, lys og næringsalter. Petroleumanlegg på Kårstø, 2 bind. NIVA - Rapport O-80070 - 02.
- Føyn, L., Magnussen, M. og Seglem, K., 1981: Automatisk analyse av næringsalter med "on line" databehandling. En presentasjon av oppbygging og virkemåte av systemet i bruk på Havforskningsinstituttets båter og i laboratoriet. Fisker Hav. Ser. B. (4),1:40.
- Hagebø, M. og Rey, F., 1984: Lagring av sjøvann til analyse av næringsalter. Fisker Hav., (4):1-12.
- Jassby, A.D. and Platt, T., 1976: Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. Limnol. and Oceanogr., 21, 540-547.
- Kirk, J.Y.O., 1983: Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press. 401 pp.
- Kremer, J.N. and Nixon, S.W., 1978: A coastal marine ecosystem. Springer Verlag. 217 pp.
- Kupka Hansen, P., 1988: Personal communication.
- Lindahl, O., 1987: Plankton community dynamics in relation to water exchange in the Gullmar fjord, Sweden. PhD-thesis. Dept. of zoology, Univ. of Stockholm. 138 pp.
- Molvær, J. og Stigebrandt, A., 1989: Om utskillelse av nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrettsanlegg. NIVA Rapport O-86004.

- Nixon, S.W., 1981: Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. In *Estuaries and Nutrients* (B.J. Neilson and L.E. Cronin Eds.), Humana Press, 111-138.
- Parsons, T.R., Takahashi, M. and Hargrave, B., 1979: *Biological Oceanographic Processes*. 2nd edition. Pergamon Press. 332 pp.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H. and Richards, F.A., 1963: The influence of organisms on the composition of sea-water. In *The Sea*. (M.N. Hill, editor). Interscience Publishers, John Wiley & Sons. p. 26 - 77.
- Samuelsen, O., Torsvik, V., Kupka Hansen, P., Pittman, K. og Ervik, A., 1988: Organic waste and antibiotics from aquaculture. ICES, C.M. 1988/F:14, Mariculture Committee.
- Skjoldal, H.R. and Wassmann, P., 1986: Sedimentation of particulate organic matter and silicium during spring and summer in Lindåspollene, Western Norway. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 30, 49-63.
- Skofteland, E., 1985: Ferskvannstilførsel til kysten før og etter regulering. Vassdragsreguleringens innvirkning på fjorder. Seminar 17 - 20 sept. 1984. Norsk Hydrologisk kommitte. Rapp. 19. Oslo. p. 47-65.
- Stigebrandt, A., 1975: Stasjonær tvålagerstrømning i estuarier. Rapport no STF60 A75120 Vassdrags- og Havnelab., Trondheim.
- Stigebrandt, A., 1976: Vertical diffusion driven by internal waves in a sill fjord. *J. Phys. Oceanogr.*, 6, 486- 495.
- Stigebrandt, A., 1977: On the effect of barotropic current fluctuations on the two- layer transport capacity of a constriction. *J. Phys. Oceanogr.* 7, 118-122.
- Stigebrandt, A., 1979: Observational evidence for vertical diffusion driven by internal waves of tidal origin in the Oslo fjord. *J. Phys. Oceanogr.*, 9, 435-441.
- Stigebrandt, A., 1980a: Barotropic and baroclinic response of a semi-enclosed basin to barotropic forcing from the sea. In *Fjord Oceanography*, (H.J. Freeland, D.M. Farmer and C.D. Levings, eds), Plenum, p 141- 164.
- Stigebrandt, A., 1980b: Some aspects of tidal interaction with fjord constrictions. *Estuarine and Coastal Mar. Sci.*, 11, 151- 166.
- Stigebrandt, A., 1981: A mechanism governing the estuarine circulation in deep, strongly stratified fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13, 197-211.
- Stigebrandt, A., 1983a: A model for the exchange of water and salt between the Baltic and the Skagerrak. *J. Phys. Oceanogr.*, 13, 411- 427.

- Stigebrandt, A., 1983b: Om bestämning av ett kloakutsläpps influensområde. Rapport O-81006. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 30 pp.
- Stigebrandt, A., 1983c: Modellering av de fysiska, kjemisk- biologiska och bakteriologiska förhållandena i indre Gandsfjorden. Notat O-83087. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 15 pp.
- Stigebrandt, A., 1985: A model for the seasonal pycnocline in rotating systems with application to the Baltic Proper. *J. Phys. Oceanogr.*, 15, 1392- 1404.
- Stigebrandt, A., 1986: Modellberäkningar av en fiskodlings miljöbelastning. Rapport O-86004. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 20 pp + Appendix.
- Stigebrandt, A., 1987: A model for the vertical circulation of the Baltic deep water. *J. Phys. Oceanogr.*, 17, 1772-1785.
- Stigebrandt, A., 1989: On the response of the horizontal mean vertical density distribution in a fjord to low-frequency density fluctuations in the coastal water. (Subm.)
- Stigebrandt, A., and Wulff, F., 1987: A model for the dynamics of nutrients and oxygen in the Baltic Proper. *J. Mar. Res.* 45, 729-759.
- Stigebrandt, A. and Aure, J., 1988: Observations of plant nutrients in some Norwegian fjords. *Sarsia*, 74, 303-307.
- Stigebrandt, A. and Aure, J., 1989: On vertical mixing in the basin waters of fjords. *J. Phys. Oceanogr.*, 19. (in press)
- Strickland, J.D.H. and Parsons, T.R., 1968: A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Canada, Bull.* 167, 311.

# FISKEOPPDRETT OG FJORDER - EN KONSEKVENSANALYSE AV MILJØBELASTNING

## FOR 30 FJORDER I MØRE OG ROMSDAL.

### FANNEFJORDEN

av

Jan Aure og Anders Stigebrandt

#### Sammendrag.

Fannefjorden har to lave terskler inne i fjorden (ved Årø flyplass 45 m og ved Skjevika - Talset 49 m). Disse er imidlertid så lave at en tilnærmet kan betrakte fjorden som bestående av et basseng. Største dyp er 74 m. Terskeldypet mot ytre områder er omtrent 30 m. Fjordens areal er 47,8 km<sup>2</sup> og totalvolumet er 1,63 km<sup>3</sup>. Ferskvannsavrenningen fra land er omtrent 13,7 m<sup>3</sup>/s (årsmiddel). Fra bl.a. husholdning, jordbruk, industri og fiskeoppdrett tilføres fjorden årlig omlag 33 tonn fosfor, 260 tonn nitrogen samt organiske stoffer med et beregnet oksygenforbruk på ca 1000 tonn BOF<sub>7</sub>.

Vannutskiftningen over terskeldypet er dominert av s.k. intermediær sirkulasjon. Modellberegningene viser at midlere total innstrømming over terskelen er omtrent 1500 m<sup>3</sup>/s.

Lagdelingen over terskeldypet er omtrent lik den en finner utenfor fjorden. I bassengvannet - under terskeldypet - er det stagnante forhold. Grunnet god vertikal omblending og dermed relativt hyppige vannutskiftninger er det imidlertid gode oksygenforhold selv i den nedre delen av bassengvannet.

Foreliggende observasjoner viser at Fannefjorden ligger godt innenfor det som er normalt for upåvirkete vestlandsfjorder. Dette gjelder både overflatelaget og dypvannet. Fjorden som helhet må betegnes som ubetydelig påvirket av menneskelig aktivitet m.h.t. tilførsel av næringssalter og oksygenforbrukende organiske stoffer.

Et sammendrag av effektene av fiskeoppdrett på siktedyp og oksygenforhold i bassengvannet er gitt i Kap. 5.

## 1. INNLEDNING.

Målsettingen med prosjektet "Fiskeoppdrett og terskelfjorder" er å beregne hvordan fiskeoppdrett kan påvirke oksygenforholdene i bassengvannet i fjorder. Et omfattende måleprogram er gjennomført i 30 fjorder i Møre og Romsdal. Måleprogrammet er i sin helhet beskrevet i Aure og Stigebrandt (1988) (benevnes heretter AS88). Der er også presentert meteorologiske, hydrologiske samt belastningsforhold m.h.t. plantenæringsstoffer. I tillegg gies en oppsummering av de oseanografiske forhold i de undersøkte fjordene.

For beregningene av effektene på bassengvannet av en forandret belastning av fjorden m.h.t. plantenæringsstoffer og oksygenforbrukende organiske stoffer har en brukt en matematisk fjordmodell. Det er blitt utviklet en forenklet metode som kan brukes for de fleste terskelbasseng. Både denne og fjordmodellen er presentert i AS88.

For hver enkelt fjord er det utgitt en separat rapport. Foreliggende rapport er utgitt i denne serien. Fjordens topografi, ferskvannsavrenningen fra land, tilførselen av plantenæringsstoffer og oksygenforbrukende stoff er angitt. Det er også gitt en beskrivelse av de oseanografiske forhold i fjorden. Resultatene fra modellberegningene er deretter presentert. I tillegg til de avtalte beregningene av forholdene i bassengvannet er det også blitt beregnet forandringer i siktedypet ved ulike produksjonsmengder av oppdrettsfisk. Rapporten avsluttes med en konklusjon vedrørende bassengvannets respons på ulike produksjonsmengder av oppdrettsfisk i fjorden.

## 2. BESKRIVELSE AV FANNEFJORDEN.

### 2.1. BAKGRUNNSDATA.

Fjorden har via flere relativt dype og brede åpninger god forbindelse med Romsdalsfjorden, se kart i Fig. 1. Fjordens areal og volum samt munningens bredde i havoverflaten er gitt i Tabell 1. Arealet som funksjon av dypet og volumet under et gitt nivå vises i Fig. 2. I denne figuren vises også hvordan bredden av munningen varierer med dypet.

Tabell 1. Fjordens volum og areal, nedslagsfeltets areal (inkl. fjord), munningens bredde (i havoverflaten), areal og terskeldyp samt største dyp.

Volum (km <sup>3</sup> )	1,665
Areal (km <sup>2</sup> )	47,79
Nedslagsfelt (km <sup>2</sup> )	415
Munningareal (m <sup>2</sup> )	44000
Munningsbredde (m)	3740 (oppdelt på flere åpninger)
Terskeldyp (m)	30
Største dyp (m)	78

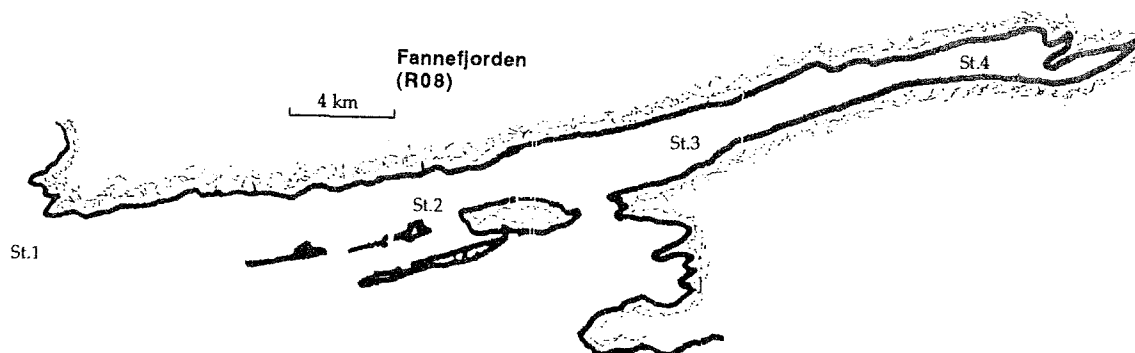


Fig. 1. Kart over fjorden. Målestasjoner for dette prosjektet er integrerte.

Tilførselen av ferskvann, plantenæringsstoffer (nitrogen- og fosforforbindelser) og oksygenforbrukende organiske stoffer er gitt i Tabell 2. Tilførselene er gitt både i absolutte tall og normert med hensyn til fjordarealet (spesifikke tilførsler).

Tabell 2. Tilførsel av ferskvann, plantenæringsstoffer og oksygenforbrukende stoffer.

	total	per km <sup>2</sup>
Ferskvann (m <sup>3</sup> /s)		
årsmiddel	13,7	0,3
maksimum (mai)	27,9	0,6
minimum (juli)	6,4	0,1
Plantenæringsstoffer (tonn/år)		
fosfor	33	0,7
nitrogen	257	5,4
Oksygenforbrukende organiske stoffer (BOF <sub>7</sub> )(tonn/år)	984	20,6

Observere at tilførselene av organisk materiale og næringsalter fra fiskeoppdrett er inkludert i tallene i Tabell 2.

## 2.2 OSEANOGRAFISKE FORHOLD.

### Tidligere undersøkelser.

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) utarbeidet en rapport om resipientforholdene i Fannefjorden i 1987. (Nilsen, Bang & Rygg 1987). Sammendraget av undersøkelsen var som følger: "Hydrofysiske, kjemiske og biologiske undersøkelser utført i Molde/Fannefjorden i tidsrommet 1981-85 viste god vannutskiftning og vannkvalitet. Oksygenforholdene i dypvannet var tilfredsstillende (>3,5 ml/l), og det ble ikke påvist forurensningsvirkninger på bløtbunnsfaunaen. Organismesamfunnene i strandsonen var lite påvirket av forurens-

ninger. Siktedypet oppfylte helsemyndighetenes kriterier for godt badevann. Ved nåværende belastning med næringssalter og organisk stoff synes det tilstrekkelig å slippe avløpsvannet på dypt vann, i god avstand fra land, etter fjerning av flyttestoffer. Videre rensning av avløpsvannet vil gi små forbedringer i tilstanden."

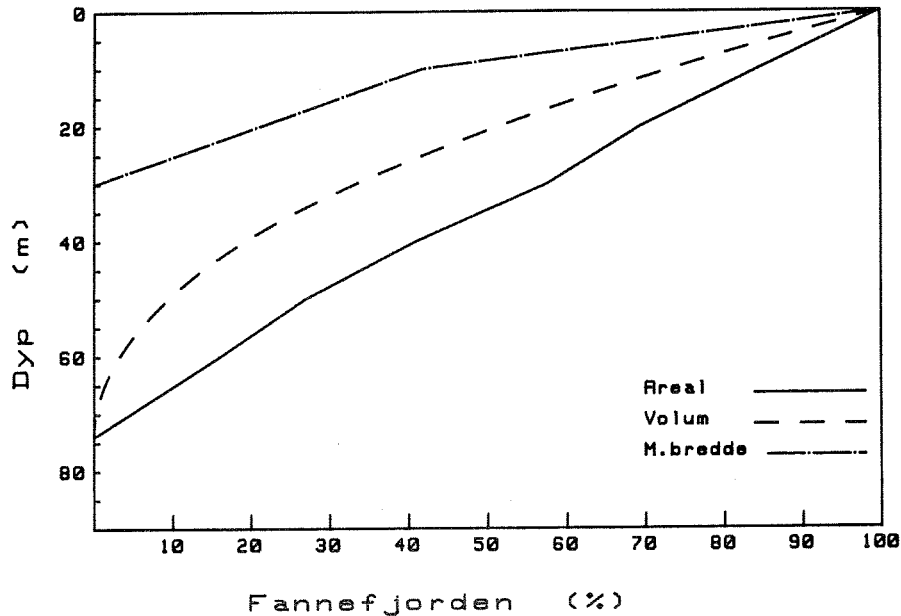


Fig. 2. Fjordens areal og volum samt munningens bredde som funksjon av dypet. Alle størrelser er normerte m.h.t. verdiene ved havoverflaten. For å få, for eksempel, arealet i et gitt nivå må en ta det i figuren avleste prosentverdi av arealet i havoverflaten (Tabell 1).

#### Undersøkelsene i 1986.

##### Hydrografi.

Målingene i perioden fra juli til desember 1986 viser at fjorden var godt ventilert over terskeldypet. Dette ga seg uttrykk i små forskjeller i f.eks saltholdighet, oksygeninnhold og siktedyp mellom Fannefjorden og sjøområdene utenfor (st. 1 - 4) over 30 m dyp. Saltholdigheten i 1 m dyp ved st. 2, 3 og 4 varierte mellom 24,5 ppt og 30,0 ppt fra juli til desember 1986. Det var et velutviklet brakkvannslag med en tykkelse på omlag 5 m i hele perioden. I det ytre bassenget (st. 2, 40 m dyp) var temperatur og saltholdighet i begynnelsen av juli henholdsvis 5,3°C og 33,2 ppt (Fig. 3). I det midtre bassenget (st. 3, 60 m dyp) var temperaturen ca 4,4°C og saltholdigheten 33,4 ppt. Mellom tokt 1 og 2 økte både saltholdighet og temperatur markert i de to bassengene. Dette var forårsaket av en innstrømning til de to ytterste bassengene i juli/ august 1986. Til bassenget ved st. 4 kom innstrømningen ca en måned senere. Utover høsten, i september/oktober, økte den vertikale omrøringen i fjorden



over 40 - 50 m dyp, noe som gav seg utslag i en klar temperaturøkning og redusert saltholdighet (reduisert tetthet). I siste del av november hadde f.eks. temperaturene nær bunn ved st. 2 og 4 steget til henholdsvis 8,9 og 6,4°C.

Siktedypet i fjorden varierte mellom 4,5 m og 13 m i løpet av av sommeren og tidlig høst og økte etterhvert til omlag 17 m sent på høsten (desember). De lave verdiene ved st. 4 (4,5 m) i månedsskiftet september/oktober hadde sammenheng med en flomsituasjon med tilførsler av humusstoffer fra land som påvirket sterkt siktedypet. Lenger ute i fjorden til samme tidspunkt var siktedypet normalt med verdier omkring 7 m.

Chlorofyll a - verdiene i 2, 10 og 20 m dyp i fjorden (st. 3) var høyest i slutten av august med verdier på 1,2 mg/m<sup>3</sup> i 10 m dyp. I begynnelsen av november var stort sett planteplanktonproduksjonen opphørt og Chlorofyll a-verdiene lå under 0,1 mg/m<sup>3</sup>. Chlorofyll a-verdiene lå innenfor det som er normalt for Vestlandske fjorder i tidsrommet fra juli til desember (se Kap. 4 i AS88).

#### Vertikalfordeling av næringssalter, oksygen, temperatur og saltholdighet ved st. 2 og 3, juli 1986.

Fig. 3 viser eksempel på vertikalfordelingen av saltholdighet, temperatur, oksygen, nitrat, fosfat og silikat i juli 1986 ved st. 2 og 3. Oksygeninnholdet var normalt over terskeldypet (>6,2 ml/l). Under terskeldypet ved st. 2 var det høye oksygenverdier (6,4 ml/l) like over bunn mens det ved st. 3 var litt lavere verdier like over bunnen i 60 m dyp (5,6 ml/l). Næringssaltkonsentrasjonene var lave over ca 20 m dyp pga planktonproduksjonen. I dypene under ca 20 m økte næringssaltkonsentrasjonene markert med f.eks. NO<sub>3</sub>-N verdier mellom 7 og 11 mmol/m<sup>3</sup> i 40-60 m sjiktet.

Oksygenforholdene i det ytre bassenget ved st. 2 var gode i hele perioden med verdier over ca 5,5 ml/l i 40 m dyp (Fig. 4). Dette skyldes både innstrømningen i juli-august (tokt 1-2) og den økte vertikale omrøringen i bassenget utover høsten. I de to inderste bassengene (st. 3 og 4) var det også gode forhold med oksygenverdier over 4,5 ml/l nær bunn (50 - 60 m dyp). Over 50 m dyp var oksygeninnholdet høyere enn 5,5 ml/l i hele perioden. Dette hadde sammenheng med de samme vannutskiftningsforhold som er beskrevet for bassenget ved st. 2. Det midlere observerte oksygenforbruk i bassengene ved st. 3 og 4 var omlag 0,3 ml/l pr. måned. Om en tar hensyn til effekten av vertikal diffusjon av oksygen er dette likt det en vil forvente (0,4 ml/l pr. måned) ut fra terskeldypet og midlere midlere bassengdyp (se Tab. 4).

Observasjonene sommeren-høsten 1986 viste at det over 40 m dyp var god vannutskifting og dermed tilfredstillende oksygenforhold. I de dypere lagene var det perioder med stagnerende vannmasser utover høsten, men laveste observerte oksygenverdi var allikevel over 4,5 ml/l i siste del av november. Utover vinteren og våren vil en forvente hyppigere innstrømninger til bassengvannet og høyere oksygen-

verdier.

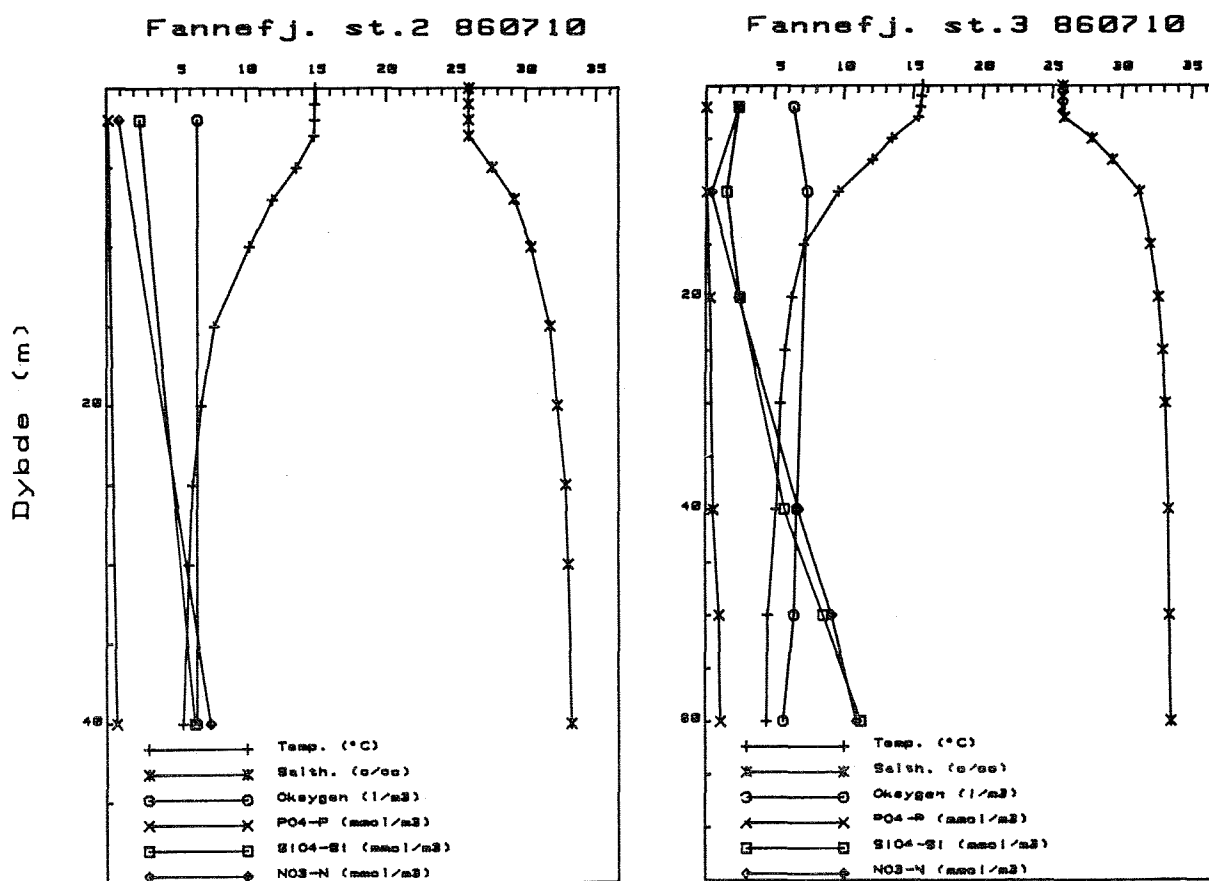


Fig. 3. Vertikale fordelingen av saltholdighet, temperatur, oksygen silikat, fosfat og nitrat på st. 2 i juli 1986.

### 3. LOKALE MILJØEFFEKTER AV FISKEOPPDRETT.

I Kap. 6.6 i AS88 ble det skilt mellom erosjonsbunn (hard) og sedimentasjonsbunn (myk). Erosjonsbunn finner en i områder med til tider sterke strømmer (f.eks. i trange sund), samt på skråninger. For å sikre at avfallshauger ikke spres til dypere deler av fjorden må oppdrettsanlegg plasseres over "sedimentasjonsbunner". Det ble også skilt mellom grunne og dype områder i fjorden. Grunne områder er de som ligger over dyp 5-10 m under terskeldypet. For Fannefjorden går således skillet mellom grunne og dype områder ved ca. 35 m dyp. Den eneste lokale miljøeffekten av oppdrett over grunne områder er en som oftest liten reduksjon av siktedypet. Oppdrett over dype områder vil i tillegg bidra til et forhøyet oksygenforbruk i bassengvannet. I det etterfølgende vil effektene av oppdrett over grunne resp. dype områder bli behandlet hver for seg.

Beregningene presentert i det følgende gjelder såkalte likevektsforhold. Slike intrefter når nedbrytingen i avfallshaugene er like stor som tilførselen av forspill og fekalier. Med en årlig

nedbrytningsrate på 10%, som er benyttet i beregningene, vil en forvente 60 resp. 80% av de estimerte effektene etter henholdsvis 5 og 16 års drift med konstant tilførsel av forspill og fekalier (jf. Tab. 6.2 i AS88). Det er kalkulert med en forfaktor lik 1,5 og et gitt "standardfor" (jf. Kap. 6.2 i AS88).

**Oppdrett over grunne områder.**

Den matematiske fjordmodellen (Kap. 5 i AS88) er blitt brukt for å bestemme effektene av oppdrett over grunne områder. I beregningene er avfallshaugene blitt plassert like under terskelnivået, i dybdeintervallet 31-35 m. Beregningsresultatene er gitt i Tabell 3. Der vises den beregnete økningen av fluksen av marint organisk materiale ( $dF/F$ ) ned i terskelbassenget og beregnet minste siktedyp ( $D_{min}$ ) i forhold til minste siktedyp uten oppdrett i perioden 1 mai - 1 nov for ulike årsproduksjoner av laksefisk. Belastningen på fjorden ifølge Tab. 2 er inkludert i beregningene.

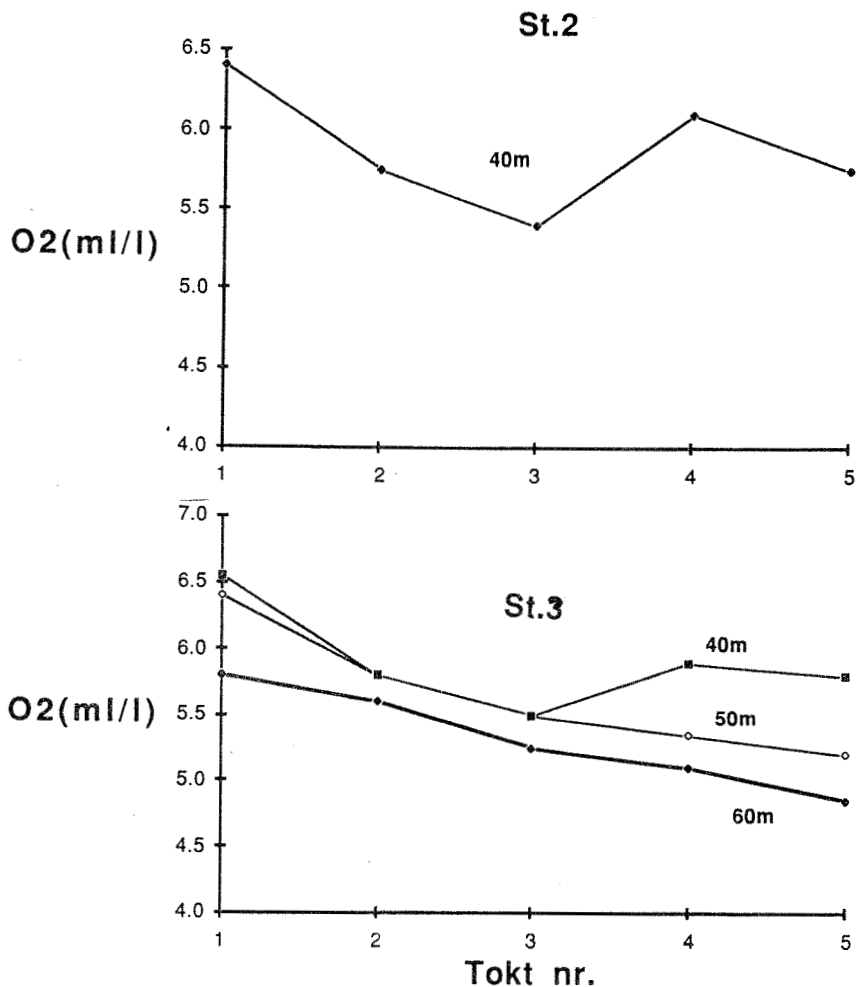


Fig. 4. Oksygenutviklingen i bassengvannet under perioden juli - desember 1986.

Tabell 3. Effekter av fiskeoppdrett over grunne områder. Økning av fluksen av marint organisk materiale ned i terskelbassenget  $dF/F$ . Minste midlere siktedyp i perioden 1 mai - 1 nov  $D_{\min}$  i forhold til minste siktedyp uten oppdrett for ulike årsproduksjoner av laksefisk FP (tonn/år). Årlig produksjon av forspill pluss fekalier FS (tonn/år) med forfaktor 1,5 samt akkumulert mengde organisk materiale i avfallshauger på bunnen ved likevekt (VG) (tonn).

FP	FS	VG	$dF/F$	$D_{\min}$
0	0	0	0	1
200	100	1000	0,00	1,00
600	300	3000	0,01	0,99
1800	900	9000	0,01	0,98
5400	2700	27000	0,02	0,93
16200	8100	81000	0,04	0,82

Fra Tab. 3 kan en se at den største årlige fiskeproduksjonen (16200 tonn/år eller ca 340 tonn/km<sup>2</sup>/år) reduserer minste midlere siktedyp med ca 18%. Den vertikale fluksen av marint organisk materiale ned i bassengvannet er for den største fiskeproduksjonen 4% over det normale (dvs. uten fiskeoppdrett). Dette innebærer at oksygenforbruket i terskelbassenget vil øke like mye. Fra kolonnen for  $dO_2/dt$  og  $O_{2\min}$  i Tab. 4 finner en at oksygenminimum i bassengvannet vil synke ubetydelig. En bør observere at Tabell 3 gir likevektsverdier. Siden det hovedsaklig er utslipp direkte fra fisken som gir opphav til effektene i Tab. 3 vil en allerede kort tid etter at en gitt produksjon er etablert i store trekk få de beregnede effektene.

#### Oppdrett over dype områder.

I Kap. 6.3 i AS88 ble det utviklet en forenklet metode å beregne det økte oksygenforbruket i bassengvannet forårsaket av fiskeoppdrett. Fjordens R-verdi spiller her en nøkkelrolle. Fjorder med R-verdi lavere enn ca. 4/3 bør til tider naturlig kunne ha oksygenmangel i største dyp. Hvis R-verdien er større enn ca. 2 vil oksygenminimum i bassengvannet ikke gå under 2 ml/l. Metoden forutsetter at oksygenforbruket pga. fiskeoppdrettsvirksomheten fordeles vertikalt på samme måte som det naturlige oksygenforbruket. Beregningene gjelder det forspill som er akkumulert i terskelbassenget som i praksis betyr dypere enn terskeldypet pluss 5-10 meter. I dette tilfellet altså under ca. 35 m dyp.

Tabell 4. Effekter av fiskeoppdrett over dype områder. Beregnede likevektsverdier av  $R_f$  ( $\text{kg/m}^3$ ),  $dO_2/dt$  ( $\text{ml/l/måned}$ ) og  $O_{2\text{min}}$  ( $\text{ml/l}$ ) (på største dyp) for ulike mengder av avfallshauger fra fiskeoppdrett VD (tonn). Ved likevekt motsvarer VD- verdien et forspill FS (tonn/år) og fiskeproduksjon FP (tonn/år) (forfaktor 1,5). Hvis forfaktoren er f.eks. 2 må FP halveres.

FP	FS	VD	$R_f$	$dO_2/dt$	$O_{2\text{min}}$
0	0	0	2,86	0,40	3,2
460	230	2300	2,57	0,44	2,9
1050	525	5250	2,29	0,50	2,5
1800	900	9000	2,00	0,57	2,0
2800	1400	14000	1,72	0,67	1,3
4200	2100	21000	1,43	0,80	0,4

I Tabell 4 vises resultatene fra R-metoden. Fannefjorden har i utgangspunktet en høy R-verdi med forventet gode oksygenforhold selv i de dypeste områdene. Data presentert i Tab. 4 viser at oksygenforholdene i bassengvannet vil bli påvirket av avfallshauger fra fiskeoppdrett som ligger dypere enn ca. 35 m. En dobling av oksygenforbruket vil kunne inntreffe når de dype avfallshaugene har en samlet masse på omtrent 21000 tonn. Dette er likevektsmassen av avfallshaugene ved en årsproduksjon av ca. 4200 tonn laksefisk med forfaktor 1,5.

#### 4. KONKLUSJONER.

Vannmassene over og et stykke under terskeldypet fornyes mer eller mindre kontinuerlig gjennom året. Fra de foreliggende observasjoner i Fannefjorden ser det ut til at de observerte verdiene ligger godt innenfor det som er normalt for upåvirkete vestlandsfjorder. I dypvannet er det god vertikal omblending og oksygenforbruket er tilnærmet normalt. Fjorden som helhet må derfor betegnes som ubetydelig påvirket av menneskelig aktivitet m.h.t. næringssalttilførsler og oksygenforbrukende organiske stoffer med unntak av helt lokale effekter inderst i fjorden.

Grunne områder (over ca 35 m) utgjør ca. 51% av fjordens areal, se Fig. 2. Eventuelt fremtidig fiskeoppdrett over grunne områder vil bare gi en liten reduksjon av midlere siktedyp i fjorden i løpet av sommerhalvåret. Hvis avfallshaugene i de grunne områdene ikke fjernes ved hjelp av strømsettere eller lignende, eller ved naturlige erosjonsprosesser, vil oppdrett over grunne områder i stort sett ikke påvirke oksygenforbruket i bassengvannet.

Fiskeoppdrett lokalisert over dype områder vil på samme måte redusere siktedypet. I tillegg vil også oksygenforbruket i bassengvannet øke. For eksempel vil 5250 tonn forspill og fekalier i avfallshauger (tilsvarer, ved likevekt, en fiskeproduksjon av ca.

1050 tonn/år med forfaktor 1,5) medføre at oksygenforbruket øker til ca. 25% over det normale (Tab. 4). Dette vil medføre reduserte men fortsatt tilfredsstillende oksygenforhold i terskelbassenget. Ved enda større fiskeproduksjon over dype områder er det risiko for dårlige oksygenforhold i de nedre delene av terskelbassenget. Hvis avfallshaugene kan plasseres sikkert høyt opp i terskelbassenget kan det økte oksygenforbruket begrenses til de øvre delene av bassengvannet hvor det er bedre vannutskiftning og naturlig høyere O<sub>2</sub>-verdier. Når en har funnet sikre plasseringer er det mulig å bruke den numeriske fjordmodellen for mer eksakt å beregne effektene av de enkelte lokaliseringene.

#### LITTERATURFORTEGNELSE.

- Aure, J. og A. Stigebrandt, 1988: Fiskeoppdrett og fjorder - En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Temarapport 3.I. Næringslivsavdelinga, Møre og Romsdal Fylkeskommune.
- Nilsen, N., Bang, C. og B. Rygg, 1987: Resipientundersøkelse av Molde-/Fannefjorden. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport O-84148.